



Universidade de Aveiro
Ano 2012

Departamento de Ambiente e Ordenamento

**Sara Inês Martins da
Fonseca**

**CUSTO-EFETIVIDADE DE BOAS PRÁTICAS AGRÍCOLAS PARA
A QUALIDADE DA ÁGUA**



**Sara Inês Martins da
Fonseca**

**Custo-Efetividade de Boas Práticas Agrícolas para a
Qualidade da Água**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica do Doutor Peter Cornelis Roebeling, Investigador Integrado do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) e co-orientação do Professor Doutor Luís Manuel Guerreiro Alves Arroja, Professor Associado do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

Dedico este trabalho a todos aqueles que contribuíram para o meu crescimento académico e pessoal.

“Recomeça...
Se puderes
Sem angústia
E sem pressa
E os passos que deres,
Nesse caminho duro
Do futuro
Dá-os em liberdade
Enquanto não alcances
Não descanses.
De nenhum fruto queiras só metade.

E, nunca saciado,
Vai colhendo ilusões sucessivas no pomar.
Sempre a sonhar e vendo
O logro da aventura.
És homem, não te esqueças!
Só é tua a loucura
Onde, com lucidez, te reconheças...”

Miguel Torga

o júri

presidente

Professora Doutora Maria Helena Gomes de Almeida Gonçalves Nadais
Professora Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

vogais

Professora Doutora Margarita Matias Robaina Alves
Professora Auxiliar do Departamento de Economia, Gestão e Engenharia Industrial da Universidade de Aveiro

Doutor Peter Cornelis Roebeling
Investigador Auxiliar do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Professor Doutor Luís Manuel Guerreiro Alves Arroja
Professor Associado do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Agradecimentos

Todas as palavras que se possam escrever neste momento são poucas para exprimir o que sinto!

Foi um período de grande aprendizagem... Tanto a nível académico como a nível pessoal. Aprendi que temos características camufladas, que só aparecem quando passamos a zona de conforto.

Mas todo este trabalho não advém só do meu esforço – Quero presentear algumas pessoas com um agradecimento especial.

Agradeço em primeiro lugar, ao meu orientador, Doutor Peter Roebeling, pela sua disponibilidade e excelente orientação.

Agradeço ao meu co-orientador, Professor Doutor Luís Arroja, pela orientação prestada.

Agradeço aos bolsiros de investigação, João Rocha, Henrique Alves e Pedro Almeida, pelo apoio prestado no desenvolvimento do modelo SWAT.

Ao Professor Doutor Eduardo Barata, eu manifesto o meu sincero obrigado.

Como sem eles nada seria possível, quero agradecer aos meus Pais (Deonilde Fonseca e Manuel Fonseca), pela pessoa que sou hoje.

Ao meu Irmão e Avó eu agradeço por me apoiarem e incentivarem sempre.

Ao Tiago agradeço pelo voto de confiança que sempre teve em mim, nos momentos bons e menos bons, bem como todo o apoio prestado ao longo desta batalha vencida.

palavras-chave

Poluição difusa; Boas práticas agrícolas; Custo de abatimento.

resumo

A atividade agrícola evidenciou um acentuado ritmo de mudança como resposta às necessidades de melhorar a utilização e produtividade dos solos, nomeadamente com recurso ao uso intensivo de fertilizantes inorgânicos. Isto levou a que as capacidades de assimilação fossem postas em causa, dando origem a fenómenos de contaminação (de fonte difusa) das águas e solos, nomeadamente pela presença de nitratos, tendo impactes negativos na qualidade da água.

Este estudo tem como objetivo determinar os custos relacionados com a adoção de boas práticas agrícolas que visem a diminuição da poluição da água. Através do modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) foi possível estimar funções de custos de abatimento da poluição, com base na adoção de boas práticas agrícolas e estimativas associadas à produção agrícola e exportações de azoto inorgânico dissolvido (AID), proveniente das principais atividades agrícolas da Bacia Hidrográfica do rio Cértima (BHRC), no Centro de Portugal – vinha, milho e culturas heterogéneas.

Os resultados provenientes do SWAT mostram que para as atuais práticas agrícolas (APA's), existem sempre custos de abatimento à medida que se reduz a exportação de AID (*win-lose*). Relativamente à aplicação única de azoto (BP1), verifica-se que há um aumento na produção e por conseguinte no rendimento agrícola, comparando com as APA's. Constata-se que a redução de AID exportado, até 80% de aplicação de azoto, apresenta benefícios na produção de todas as culturas e não apresenta qualquer custo de abatimento. Quanto à aplicação de azoto de libertação lenta (BP2) verifica-se um aumento significativo na produção das três culturas, comparando com as APA's, aumentando também o rendimento agrícola. Os custos de abatimento nesta prática agrícola são nulos até uma taxa de 80% na aplicação de azoto, contribuindo para o aumento dos benefícios dos produtores, apresentando assim benefícios sociais e económicos (*win-win*). A cultura de vinha é a cultura que apresenta maior potencial para melhorar a qualidade da água na BHRC. A vinha apresenta a maior produção, tendo em conta o custo-efetividade e é a cultura que diminui mais a exportação de azoto, seguido da cultura heterogénea e por último a cultura do milho.

Todas as práticas agrícolas em estudo apresentam um aumento exponencial nos custos de abatimento à medida que se diminui a quantidade de azoto a aplicar. Contudo, em comparação com as atuais práticas agrícolas, a adoção de boas práticas agrícolas (BP1 e BP2) resulta de maior produção, maior diminuição na exportação de azoto, maior rendimento agrícola e por conseguinte os custos de abatimento são mais baixos a quando da utilização de boas práticas agrícolas.

keywords

Diffuse pollution; Best agricultural practices; Abatement costs.

The need for improving the exploitation and productivity of soils resulted in a change in agricultural activities, namely through the intensive use of inorganic fertilizers. This undermined assimilation capacities, leading to (diffuse source) contamination phenomena of water and soil resources, particularly by nitrate, with negative impacts on water quality.

This study aims at the determination of costs related to the adoption of good agricultural practices that reduce water pollution. Application of the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model allowed for the estimation of pollution abatement costs functions, based on the adoption of good agricultural practices and corresponding agricultural production and export of dissolved inorganic nitrogen (AID), from the main agricultural land uses (vineyard, corn and heterogeneous crops) in the Cértima river basin (BHRC) in Central Portugal.

The results from the SWAT showed that for the current agricultural practices (APA's), there are always abatement costs associated with reductions in nitrogen application (win-lose). For the single application of nitrogen (BP1), it seems that there is an increase in production and, therefore, in farming profit, compared with the APA's. Reduction of exported AID to 80% of nitrogen application presents profits in the production of all cultures and shows no abatement costs. In the use of slow release nitrogen (BP2) there was a significant increase in the production of three cultures compared to the APA's, also increasing the revenue agriculture. The pollutions reduction costs are zero in this agricultural practice to a rate of 80% in nitrogen application, contributing to the increase in revenues, thus presenting social and private economic benefits (win-win). The vineyard culture is more suitable to improve the water quality in BHRC. The vineyard presented the highest yield, taking into account the cost-effectiveness, and the lower nitrogen exportation, followed by heterogeneous culture and corn crop.

All agricultural practices under study show an exponential increase in abatement costs, resulting from the decrease in nitrogen application and associated yields. However, compared to current agricultural practices (APA), the adoption of best agricultural practices (BP1 and BP2) results in increased production, greater reduction in the export of AID and higher agricultural income – hence abatement costs are much lower when using best agricultural practices (BP1 e BP2).

Índice

Capítulo 1 – Introdução	1
1.1. Enquadramento	1
1.2. Objetivos	4
1.3. Abordagem	5
1.4. Estrutura da Dissertação	7
Capítulo 2 – Revisão da Literatura	10
2.1. Enquadramento Legal	11
2.1.1. Lei de Bases do Ambiente	11
2.1.2. Diretiva de Nitratos	12
2.1.3. Decreto-Lei n.º 236/98	12
2.1.4. Diretiva Quadro da Água	12
2.1.5. Plano Nacional da Água	13
2.1.6. Lei da Água	13
2.2. Poluição da água	14
2.3. Medidas para melhorar a qualidade da água	16
2.4. Abordagens económico-ambientais para avaliação de BPA's	16
Capítulo 3 – Bacia Hidrográfica do Rio Cértima – Caso de Estudo.....	19
3.1. Local de Estudo	19
3.1.1. Caracterização Geográfica.....	19
3.1.2. Caracterização Fisiográfica.....	20
3.1.3. Usos do Solo	21
3.2. Culturas predominantes	22
3.3. Poluição da água de origem agrícola	25
3.4. Práticas Agrícolas	29
3.4.1. Práticas Agrícolas atuais	29
3.4.1.1. O cultivo da vinha	29
3.4.1.2. O cultivo do milho	32
3.4.1.3. O cultivo da batata.....	33
3.4.2. Boas Práticas Agrícolas.....	35
3.4.2.1. Aplicação única de azoto	36
3.4.2.2. Aplicação fracionada de azoto	37
3.4.2.3. Libertação lenta de azoto	37

Capítulo 4 – Metodologia	39
4.1. Produção Agrícola.....	40
4.2. Exportação da poluição da água.....	41
4.3. Rendimento Agrícola	41
4.4. Custos de Abatimento	42
Capítulo 5 – Apresentação e Discussão dos Resultados	44
5.1. Resultados do cenário base	44
5.2. Impactos na adoção de BPA's para as principais culturas na BHRC	45
5.2.1. Vinha	46
5.2.2. Milho	49
5.2.3. Cultura heterogénea	52
5.3. Funções de custo de abatimento para os diferentes usos do solo na BHRC.....	56
5.3.1. Vinha	56
5.3.2. Milho	58
5.3.3. Cultura heterogénea	60
5.3.4. Comparação das três culturas	62
Capítulo 6 – Conclusão	65
Capítulo 7 – Referências Bibliográficas	68

Índice de Figuras

Figura 1.1 - Consumo aparente de fertilizantes inorgânicos na agricultura (Fonte: INE – EA, 2010).....	4
Figura 2.1- As dimensões do desenvolvimento sustentável (Fonte: LIPOR, 2012).	11
Figura 2.2 - Metodologia adotada para pressões difusas de origem agrícola (Fonte: adaptado de MAMAOT, 2011).....	15
Figura 3.1 – Estado das massas de água nas bacias hidrográficas dos rios Vouga, Mondego e Lis (Fonte: MAMAOT, 2011).....	19
Figura 3.2 - Localização da bacia do rio Cértima no território português (Fonte: CLC, 2006).	20
Figura 3.3 - Ocupação do solo na BHRC. (Fonte: CLC, 2006).	21
Figura 3.4 - Culturas predominantes na BHRC (Fonte: CLC, 2006).	23
Figura 4.1 - Estrutura do modelo hidrológico SWAT.	39
Figura 5.1 - Comparação da produção obtida, AID exportado e rendimento agrícola para a cultura de vinha, nas diferentes práticas agrícolas (APA, BP1, BP2) e para as diferentes taxas de azoto aplicado (100% a 20% em passos de 20%).	48
Figura 5.2 - Comparação da produção obtida, AID exportado e rendimento agrícola, na cultura de milho, nas diferentes práticas agrícolas (APA, BP1, BP2) e para as diferentes taxas de azoto aplicado (100% a 20% em passos de 20%).	51
Figura 5.3 - Comparação da produção obtida, AID exportado e rendimento agrícola, na cultura heterogénea, nas diferentes práticas agrícolas (APA, BP1, BP2) e para as diferentes taxas de azoto aplicado (100% a 20% em passos de 20%).	55
Figura 5.4 - Custos de abatimento na poluição da água na cultura de vinha, para as distintas práticas agrícolas (APA, BP1 e BP2).....	57
Figura 5.5 - Custos de abatimento na poluição da água na cultura de milho, para as distintas práticas agrícolas (APA, BP1 e BP2).....	59
Figura 5.6 - Custos de abatimento na poluição da água na cultura heterogénea, para as distintas práticas agrícolas (APA, BP1 e BP2).....	61
Figura 5.7 - Custos de abatimento na poluição da água para as várias práticas agrícolas (APA, BP1 e BP2) e para as diferentes culturas (vinha, milho e cultura heterogénea).	63

Índice de Tabelas

Tabela 3.1 - Principais usos do solo da Bacia Hidrográfica do Rio Cértima (Fonte: adaptado de CLC, 2006).	22
Tabela 3.2 - Usos do solo na BHRC (CLC, 2006; INE-EA, 2011).	23
Tabela 3.3 - Valores de azoto e fósforo, para cada cultura em estudo nas bacias hidrográficas dos rios Vouga, Mondego e Lis (Fonte: adaptado de MAMAOT, 2011).	24
Tabela 3.4 - Principais poluentes e fontes na Bacia Hidrográfica do Rio Vouga (Fonte: adaptado de MAMAOT, 2011).	26
Tabela 3.5 - Carga total de poluentes gerados na BHRC (Fonte: Oliveira <i>et al.</i> , 2012).	28
Tabela 3.6 - Calendarização das tarefas desenvolvidas para a cultura da vinha (Fonte: adaptado de Sottomayor, 2011).	30
Tabela 3.7 - Calendarização das entradas necessárias para o cultivo da vinha (Fonte: adaptado de Sottomayor, 2011).	31
Tabela 3.8 - Mão-de-obra, custos anuais de entrada, produção e margem bruta para a prática atual de produção de vinha.	32
Tabela 3.9 - Calendarização das tarefas desenvolvidas para a cultura do milho (Fonte: adaptado de Coimbra, 2010).	32
Tabela 3.10 - Calendarização das entradas necessárias para o cultivo do milho (Fonte: adaptado de Coimbra, 2010).	33
Tabela 3.11 - Mão-de-obra despendida, custos anuais de entrada, produção e margem bruta para a prática atual de produção de milho.	33
Tabela 3.12 - Calendarização das tarefas desenvolvidas para a cultura da batata (Fonte: adaptado de Henriques e Carneiro, 2002).	34
Tabela 3.13 - Calendarização das entradas necessárias para o cultivo da batata (Fonte: adaptado de Henriques e Carneiro, 2002).	34
Tabela 3.14 - Mão-de-obra despendida, custos anuais de entrada, produção e margem bruta para a prática atual de produção de batata.	35
Tabela 3.15 - Calendarização da aplicação fracionada de azoto, nas respetivas culturas.	37
Tabela 3.16 - Calendarização da libertação lenta de azoto, nas respetivas culturas.	38
Tabela 5.1 - Resultados do cenário base, atuais práticas agrícolas com 100% de aplicação de azoto, para a vinha, milho e cultura heterogénea.	44
Tabela 5.2 - Comparação da produção de vinha, rendimento agrícola e AID exportado, para as diferentes práticas agrícolas (APA, BP1 e BP2) e para as diferentes taxas de azoto aplicado (100% a 20% em passos de 20%).	46
Tabela 5.3 - Comparação da produção de milho, rendimento agrícola e AID exportado, para as diferentes práticas agrícolas (APA, BP1 e BP2) e para as diferentes taxas de azoto aplicado (100% a 20% em passos de 20%).	49

Tabela 5.4 - Comparação da produção de cultura heterogénea, rendimento agrícola e AID exportado, para as diferentes práticas agrícolas (APA, BP1 e BP2) e para as diferentes taxas de azoto aplicado (100% a 20% em passos de 20%).....	53
---	----

Lista de Acrónimos

AEA – Agência Europeia do Ambiente
AID – Azoto Inorgânico Dissolvido
ARH – Administração de Região Hidrográfica
BHRC – Bacia Hidrográfica do Rio Cértima
BHRV – Bacia Hidrográfica do Rio Vouga
BPA's – Boas Práticas Agrícolas
CBPA's – Código de Boas Práticas Agrícolas
CBO5 – Carência Bioquímica em Oxigénio em cinco dias
CEE – Comunidade Económica Europeia
CLC – Corine Land Cover
CQO – Carência Química de Oxigénio
DQA – Diretiva Quadro da Água
DRAP-C – Direção Regional de Agricultura e Pescas do Centro
ETAR's – Estações de Tratamento de Águas Residuais
h – Hora
ha – Hectare
INAG – Instituto da Água
INE – Instituto Nacional de Estatística
K – Potássio
Kg – Quilograma
L – Litro
MADRP – Ministério da Agricultura Desenvolvimento Rural e das Pescas
MAMAOT – Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território
MAOTDR – Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional
N – Azoto
NO₃ – Nitrato
NH₄ – Amónia
ONU – Organização das Nações Unidas
P – Fósforo
PBH – Plano da Bacia Hidrográfica
PGBH's – Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas
PNA – Plano Nacional da Água
SNIRH – Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos
SST – Sólidos Suspensos Totais
SWAT – Soil and Water Assessment Tool

t – Tonelada

VMA – Valor Máximo Admissível

VMR – Valor Máximo Recomendado

Capítulo 1 – Introdução

1.1. Enquadramento

Na década de 1980 foi elaborado, pela Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (indicada pela ONU), o relatório intitulado de “Nosso Futuro Comum” – também conhecido como Relatório de Brundtland. Este relatório define que o desenvolvimento sustentável deve permitir “... garantir que ele atenda as necessidades do presente sem comprometer a capacidade de as gerações futuras atenderem também às suas.” (Comissão Mundial sobre meio ambiente e desenvolvimento, 1987, p. 9). Assim, para que as gerações futuras disponham de água em quantidade e com qualidade suficiente para as suas necessidades, torna-se indispensável providenciar a sua gestão sustentável (DQA - Diretiva 2000/60/CE de 23 de outubro). Os recursos hídricos são um recurso fundamental, cuja gestão é de vital importância para assegurar o desenvolvimento do território nas suas diversas vertentes: a social, a económica e a ambiental (MAMAOT, 2011).

O aumento da população mundial e o progresso das atividades industriais e agrícolas têm proporcionado um maior consumo de água para diversos fins, sujeitando-a a uma pressão constante. Segundo a Agência Europeia do Ambiente (AEA, 2003), a captação excessiva deste recurso constitui um problema em determinadas regiões da Europa, principalmente nos países costeiros e nas ilhas do Mediterrâneo, levando à redução das massas de água subterrânea, à destruição de habitats e à deterioração da qualidade hídrica.

Na Europa são captados cerca de 350 km³/ano de água, o que corresponde a 10% da totalidade dos recursos de água doce. Em média, 33% da captação total de água é usada na agricultura, 16% no consumo urbano, 11% na indústria (excluindo o arrefecimento) e 40% na produção de energia (AEA, 2003). Em Portugal, a quantidade de água utilizada na agricultura é cerca de 75% do total da água captada, a produção de energia utiliza 14%, o consumo doméstico 6% e o setor industrial 4% (PNA, 2002). No que diz respeito à região Centro, onde estão inseridas as Bacias Hidrográficas do rio Vouga, do rio Mondego e do rio Lis, as necessidades de água para os diferentes setores de atividade distribuem-se de forma semelhante. O setor agrícola apresenta o maior

peso nos consumos da região, com necessidades de água que representam 55,5% das necessidades, seguido o setor urbano com 25,4% e do setor industrial com 17,2%. As centrais termoelétricas representam 1,1% das necessidades (MAMAOT, 2011).

Tal como a quantidade, a qualidade da água é também uma preocupação, dados os elevados níveis de poluição que atualmente se verificam e que inviabilizam grande parte das suas utilizações, com particular relevância para o consumo humano (Alho, 2006). Podemos considerar que nos últimos anos houve uma evolução (positiva) na qualidade da água, mas ainda não o suficiente para cumprir com os objetivos da Diretiva Quadro da Água (DQA - Diretiva 2000/60/CE de 23 de outubro).

Segundo dados sintetizados do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH) desde 1995 até 2011, Portugal tem vindo a melhorar a qualidade de água superficial, sendo que em 1995 apresentava 15,4% de água boa, 29,8% de água razoável, 17,3% de água má e 21,2% de água muito má (16,3% não tem classificação). Só a partir de 2009 é que Portugal obteve água de excelente qualidade, superior a 1% (14%). Em 2011, Portugal apresenta 14% de água com qualidade excelente, 31,2% boa, 21,5% de água razoável, 9,7% de água má e 5,4% de água muito má (18,3% não tem classificação) (SNIRH, 2012). No que respeita à qualidade da água superficial na Bacia Hidrográfica do Rio Vouga (BHRV) a qualidade da água superficial tem um comportamento muito semelhante ao longo dos anos. Entre 1995 e 1999 a qualidade da água é classificada como má (66,7%) e muito má (33,3%). Do ano 2000 até ao ano 2003 a água na BHRV começou a ser classificada como razoável (66,7%) e muito má (33,3%). A partir do ano 2004 é classificada como boa (66,7%) e muito má (33,3%). No ano de 2011 a qualidade da água superficial na BHRV é classificada como boa (33,3%), razoável (33,3%) e muito má (33,3%) (SNIRH, 2012).

A contaminação das águas superficiais pode ter várias origens, nomeadamente, as fontes pontuais ou difusas. As fontes pontuais são geradas pelas descargas de massas de água no meio hídrico, como por exemplo as condutas de esgoto, e às quais pode ser associada uma entidade bem definida, tal como, estações de tratamento de águas residuais (ETAR's). As fontes não pontuais ou difusas são aquelas que introduzem poluentes nos recursos hídricos de forma difusa, difícil de delimitar geograficamente, e estão diretamente relacionadas com as atividades de uso do solo, como a agricultura e

as atividades agropecuárias (PNA, 2002). Um aspeto que justifica particular preocupação com a poluição da água é a concentração de azoto e fósforo de origem difusa, devido ao uso intensivo de fertilizantes. A proteção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola está contemplada na Diretiva de Nitratos 91/676/EEC, mas ainda há um grande caminho a percorrer para que os efeitos positivos da sua aplicação possam ser sentidos, já que ainda é desperdiçada muita água, por se pensar que a água é um bem inesgotável, e os rios foram transformados em vazadouros de toda a espécie de efluente, dito tratado (Baud *et al.*, 1999). É necessária mais sensibilização e consciencialização para que a gestão da água e a respetiva legislação seja respeitada (PNA, 2002; Baud *et al.*, 1999).

O setor agrícola é dos setores que mais contribui para a poluição da água, sendo também o setor que implica índices de utilização dos recursos hídricos mais elevados (Deimling *et al.*, 2008). A atividade agrícola evidenciou um acentuado ritmo de mudança como resposta às necessidades de melhorar a utilização e produtividade dos solos, nomeadamente com recurso ao uso intensivo de fertilizantes inorgânicos. Isto levou a que as capacidades de assimilação fossem postas em causa, dando origem a fenómenos de contaminação (de fonte difusa) das águas e dos solos, nomeadamente pela presença de nitratos (MAOTDR, 2008), tendo impactes negativos na qualidade da água para consumo humano, na rega e nos ecossistemas aquáticos/costeiros que, por sua vez, são importantes do ponto de vista social, económico e ambiental (Roebeling *et al.*, 2009b). Logo, o desenvolvimento sustentável deve ser entendido numa perspetiva que permita diminuir a poluição da água e os custos associados, bem como as mais-valias consequentes da valorização e preservação dos ecossistemas aquáticos/costeiros (Gren e Folmer, 2003; Roebeling *et al.*, 2009b).

Segundo a Figura 1.1, houve um decréscimo no consumo aparente de fertilizantes. No caso do consumo aparente de azoto, este diminuiu para metade, sendo que no ano 2000 consumia-se em Portugal cerca de 170.009 t de azoto e no ano de 2006 o consumo baixou para 87.391 t. Contudo, verificou-se um pequeno aumento (23%) na utilização de azoto no ano de 2007 (113.005 t), comparando com o ano anterior. Nos anos seguintes (2008 e 2009) o consumo diminuiu cerca de 11% e 7%, respetivamente (comparando com o ano 2007) (INE-EA, 2010).

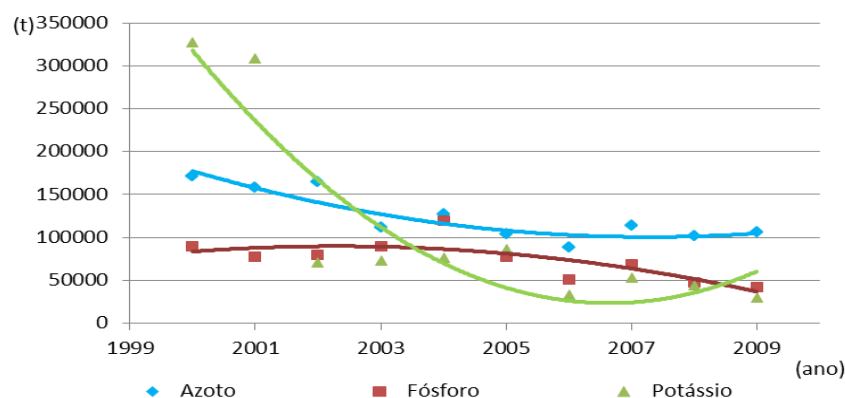


Figura 1.1 - Consumo aparente de fertilizantes inorgânicos na agricultura (Fonte: INE – EA, 2010).

O azoto é um nutriente essencial para o crescimento das culturas, mas em concentrações elevadas é prejudicial para as pessoas e para a natureza. Em geral, a agricultura continua a ser responsável por mais de 50% das descargas totais de azoto nas águas de superfície (Diretiva Nitratos- União Europeia, 2010). Pretende-se então, o estabelecimento de uma estratégia eficaz para a melhoria da qualidade da água.

Genericamente existem duas estratégias para melhorar a qualidade da água - reduzir a poluição na fonte ou tratar a água poluída (Laukkanen e Hutala, 2008; Binney, 2010). Os Planos de Gestão das Bacias Hidrográficas (PGBH's) desenvolvidos em Portugal identificam medidas genéricas para reduzir a poluição da água de fonte difusa, nomeadamente, criando manuais de boas práticas agrícolas (BPA's), determinando os limites das quantidades de fertilizantes a aplicar, utilizando adubos de libertação lenta, reduzindo ou terminando com a mobilização do solo, fortalecendo os serviços de extensão agrícola, com o intuito de sensibilizar as partes interessadas sobre os problemas da poluição da água por fonte difusa (MOAT/INAG, 2000; Roebeling *et al.*, 2012).

Na secção seguinte apresenta-se o objetivo principal desta dissertação, bem como os objetivos específicos a ter em conta neste estudo.

1.2. Objetivos

Esta dissertação tem como principal objetivo determinar os custos relacionados com a adoção de boas práticas agrícolas que visem a diminuição da poluição da água (azoto inorgânico dissolvido), de forma diferenciada para cada uma das atividades agrícolas em estudo. Para isso será utilizado o modelo hidrológico *Soil and Water Assessment*

Tool (SWAT) (Arnold *et al.*, 1998; Neitsch *et al.*, 2010), que permite estimar funções de custos de abatimento, com base na adoção de boas práticas agrícolas e estimativas associadas à produção agrícola e exportações de azoto inorgânico dissolvido (AID), proveniente das principais atividades agrícolas. Esta abordagem será aplicada à Bacia Hidrográfica do rio Cértima (BHRC), sendo importante assinalar como objetivos específicos deste estudo:

1. A identificação e caracterização das práticas agrícolas atuais e sustentáveis na BHRC, através de estudos já realizados e de bibliografia respetiva;
2. O cálculo das margens brutas e correspondentes exportações de poluentes das práticas atuais e sustentáveis da agricultura na BHRC, de acordo com os vários cenários e através do modelo SWAT;
3. Os impactos na adoção de boas práticas agrícolas, para as culturas predominantes na BHRC;
4. A estimativa dos custos de abatimento na melhoria da qualidade da água para as principais atividades agrícolas na BHRC, através de técnicas de meta-modelling.

Identificam-se na secção seguinte os sucessivos passos que este estudo compreende.

1.3. Abordagem

Como resultado do que já tivemos oportunidade de enunciar, com este trabalho pretende-se determinar o custo-efetividade de boas práticas agrícolas nas principais culturas agrícolas na BHRC. Para cumprir este enunciado geral será seguida uma linha de orientação pré-definida, cuja apresentação, em forma de esquema, se disponibiliza na Figura 1.2.

Inicialmente será apresentada uma revisão da literatura com o intuito de mapear o que já foi efetuado anteriormente relativamente a este tema. Para isso, foi feita uma pesquisa bibliográfica em que se considerou, como palavras-chave, qualidade da água, fonte de poluição difusa, exportação de azoto inorgânico dissolvido, boas práticas agrícolas, rendimentos agrícolas e custos de abatimento.

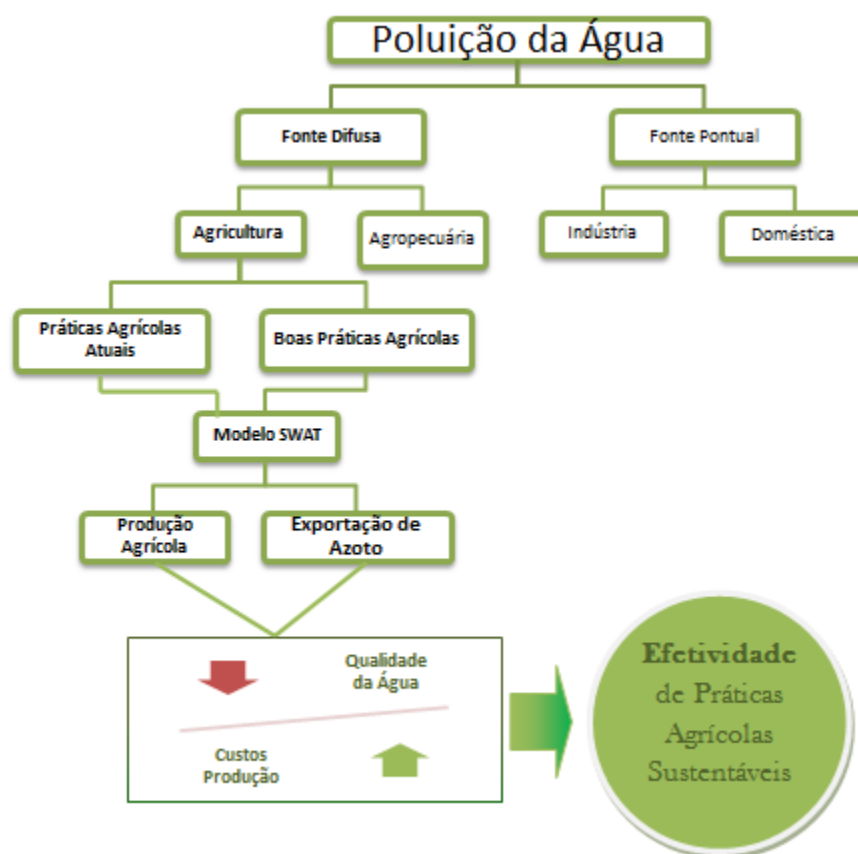


Figura 1.2 - Apresentação temática da abordagem.

Em seguida, é necessário identificar os usos do solo, as culturas predominantes, as tecnologias utilizadas (ou seja, a quantidade e *timing* de produtos, mão-de-obra e maquinaria), os custos de produção e, finalmente as correspondentes colheitas, para assim, descrever as práticas agrícolas utilizadas na BHRC. Para determinar os usos do solo na região em estudo são utilizadas cartas Corine Land Cover (CLC) de 2006 (CLC, 2006), para se saber quais as culturas predominantes e respetivas percentagens de cultivo. Depois de enumerar as práticas agrícolas atuais para cada cultura, são determinadas as boas práticas agrícolas – com destaque para a dimensão que respeita à quantidade (100% até 20% da aplicação atual, em passos de 20%) e forma (aplicação única, fracionada ou libertação lenta) de aplicação de azoto no solo. Paralelamente a estes dois passos é elaborada uma base de dados, com os tempos e custos das tarefas para cada cultura e prática agrícola (nomeadamente a mão-de-obra, a maquinaria, os adubos, os herbicidas, a produção, custos associados e lucros), que permitirá estimar as margens brutas das práticas atuais e sustentáveis da agricultura na BHRC.

À medida que se efetuam todos os cenários praticáveis no SWAT, é feita uma compilação e análise das respetivas produções (em t/ha) e exportação de AID (t), para cada cenário simulado. Posteriormente são calculadas os rendimentos agrícolas para cada cultura e para cada forma de aplicação de azoto no solo, bem como os custos de abatimento para a redução de azoto na água superficial.

Os custos relacionados com a diminuição na exportação de AID para cada uma das categorias de fonte de poluição difusa na BHRC são estimados com base numa progressiva diminuição da quantidade de azoto utilizada nas respetivas atividades agrícolas. Por sua vez, a diminuição da exportação de AID é confrontada com os custos decorrentes desta diminuição, para se estimarem os custos de abatimento da poluição para cada uma das culturas e práticas agrícolas utilizadas (Roebeling *et al.*, 2012).

Na próxima secção é exposta a estrutura deste documento, com o intuito de descrever resumidamente a conceção de cada capítulo.

1.4. Estrutura da Dissertação

Nesta secção é apresentada a estrutura deste estudo.

Esta dissertação encontra-se dividida em 6 capítulos. No capítulo 1 encontra-se a introdução, em que é feito um pequeno resumo sobre a qualidade e quantidade de água, à escala mundial, europeia, nacional e local. É também realizada uma síntese da poluição da água em consequência de práticas agrícolas. Para além disso são enunciados os objetivos gerais e específicos do trabalho, bem como a abordagem seguida para produção do mesmo.

O capítulo 2 é dedicado à revisão de literatura, e está dividido em três secções. A primeira secção menciona o enquadramento legal ao tema, bem como alusão a várias temáticas, nomeadamente a poluição da água, algumas medidas para melhorar a qualidade da água e a análise de abordagens económico-ambientais para avaliação de BPA's.

No capítulo 3 é feita uma abordagem ao local escolhido para este caso de estudo, nomeadamente, a Bacia Hidrográfica do rio Cértima. Este capítulo está dividido em cinco secções. De um modo geral, é feita uma caracterização, geográfica e fisiográfica,

bem como a determinação dos usos do solo, referentes ao local em estudo. Uma secção é alusiva às culturas predominantes e à poluição da água de origem agrícola, no mesmo local. Ainda nesta secção são descritas as práticas agrícolas atuais (aplicação única de azoto a 100% de quantidade aplicada), para as respetivas culturas em estudo (vinha, milho e cultura heterogénea), bem como a descrição das boas práticas agrícolas (redução da taxa de azoto aplicado até 20% de azoto, para as práticas agrícolas atuais, práticas de aplicação de azoto fracionada e práticas de aplicação de adubo de libertação lenta).

O capítulo 4 apresenta a metodologia utilizada para a realização da vertente empírica deste trabalho. Este capítulo está dividido em quatro secções, no qual relacionam os resultados gerados no SWAT, nomeadamente a produção agrícola e exportação de AID com os rendimentos agrícolas calculadas para cada cultura e prática agrícola, para estimar as funções de custo de abatimento na poluição da água na BHRC, através da adoção gradual de boas práticas agrícolas.

No capítulo 5 são enunciados os principais resultados obtidos neste estudo, bem como a discussão dos mesmos. Este Capítulo está dividido em três secções. Inicialmente são apresentados os resultados do cenário base emitido no SWAT e a comparação com os dados retidos da bibliografia consultada. Na secção 5.2 será feita uma comparação entre a produção obtida nas três culturas, para as três práticas agrícolas distintas. Da mesma forma será comparada a exportação de AID e o rendimento agrícola. Finalmente na secção 5.3 são apresentadas as funções de custo de abatimento para a redução de AID exportado, relativas a cada cultura e cada forma de aplicação de azoto.

No capítulo 6 é feita a conclusão da dissertação. Este capítulo apresenta as principais conclusões retiradas do trabalho realizado nesta dissertação, bem como a comparação com outros estudos já efetuados.

Por último são disponibilizadas as referências bibliográficas utilizadas na elaboração deste trabalho.

De acordo com o plano aqui estabelecido, no próximo capítulo é feita uma revisão da literatura, que tem por objetivo sintetizar informação correspondente a este estudo,

nomeadamente, livros, revistas e artigos, que abordem o tema da poluição da água, mas também estudos realizados na BHRC (sobretudo de natureza técnica e científica) sobre a qualidade da água.

Capítulo 2 – Revisão da Literatura

O presente capítulo irá abordar, de um modo geral, o conceito de desenvolvimento sustentável, bem como o enquadramento do tema no meio legal. Ainda neste capítulo será apresentada a situação geral da poluição da água, bem como algumas medidas para melhorar a qualidade da água. Para terminar este capítulo são apresentadas diferentes abordagens económico-ambientais para a avaliação de boas práticas agrícolas.

O conceito de Desenvolvimento Sustentável não é recente. Em 1987 falou-se pela primeira vez de desenvolvimento sustentável, pelo Relatório de Bruntland, “O nosso futuro comum” (ENDS, 2002). Este documento define desenvolvimento sustentável como “O desenvolvimento que procura satisfazer as necessidades da geração atual, sem comprometer a capacidade das gerações futuras de satisfazerem as suas próprias necessidades, significa possibilitar que as pessoas, agora e no futuro, atinjam um nível satisfatório de desenvolvimento social e económico e de realização humana e cultural, fazendo, ao mesmo tempo, um uso razoável dos recursos da terra e preservando as espécies e os habitats naturais.”.

A implementação do desenvolvimento sustentável estabelecia duas dimensões fundamentais, nomeadamente o desenvolvimento económico e a proteção do ambiente. Este tema foi colocado na agenda política mundial pela Conferência das Nações Unidas sobre Ambiente e Desenvolvimento (CNUAD), conhecida como Cimeira da Terra, ECO-92 ou Rio-92 (realizada no Rio de Janeiro em 1992), com o objetivo principal de compatibilizar o desenvolvimento socioeconómico com a preservação e proteção dos ecossistemas do planeta Terra. Mais tarde, o conceito de desenvolvimento sustentável integrou mais uma dimensão, dando origem a três grandes dimensões: o desenvolvimento económico, a coesão social e a proteção do ambiente (Figura 2.1).



Figura 2.1- As dimensões do desenvolvimento sustentável (Fonte: LIPOR, 2012).

Esta conferência gerou a elaboração de vários documentos, nomeadamente a Declaração do Rio sobre Ambiente e Desenvolvimento e a Agenda 21, para que cada país elabore o seu plano da preservação do meio ambiente.

Na próxima secção é feito um enquadramento legal, de acordo com a legislação mais relevante para este tema.

2.1. Enquadramento Legal

Existe inúmera legislação acerca da qualidade da água bem como a gestão e monitorização dos recursos hídricos, com destaque para, a Lei de Bases do Ambiente, 1987 (Lei n.º 11/87 de 7 de abril), a Diretiva de Nitratos, 1991 (91/676/CEE), o Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de agosto, a Diretiva Quadro da Água, 2000 (Diretiva 2000/60/CE de 23 de outubro), o Plano Nacional da Água, 2004 e a Lei da Água, 2005 (Lei n.º 58/2005).

2.1.1. Lei de Bases do Ambiente

Em Portugal foi aprovada, em 1987, a Lei de Bases do Ambiente (Lei n.º 11/87 de 7 de abril), que visa “...otimizar e garantir a continuidade de utilização dos recursos naturais, qualitativa e quantitativamente, como pressuposto básico de um desenvolvimento autossustentado.” (art.º 1). O Decreto-Lei n.º 45/94, de 22 de fevereiro, concretiza as regras gerais estabelecidas na Lei de Bases do Ambiente e regula o planeamento de recursos hídricos.

2.1.2. Diretiva de Nitratos

A Diretiva de Nitratos, 1991 (Diretiva 91/676/CEE), estabelece a obrigação de os Estados-Membros elaborarem um ou mais códigos de boas práticas agrícolas a aplicar voluntariamente pelos agricultores, tendo em vista eliminar ou minimizar tanto quanto possível os riscos de poluição causada por nitratos. A contaminação das águas com nitratos, quando ultrapassa certos limites, pode ter consequências nefastas para o ambiente e para a própria saúde humana, pelo que deverá ser evitada (Diretiva Nitratos, 1991).

2.1.3. Decreto-Lei n.º 236/98

O Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto, surge pela necessidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade da água em função dos seus principais usos (objetivo, artigo 1º). Este diploma legal reúne os principais usos da água com as respetivas normas de qualidade. Para a prossecução do seu objetivo, o diploma define os requisitos a observar na utilização das águas para consumo humano (águas doces superficiais e subterrâneas destinadas à produção de água para consumo humano e águas de abastecimento para consumo humano), águas para suporte da vida aquícola, águas balneares e águas de rega (artigo 2º). Nesse sentido são definidos os valores máximos admissíveis (VMA) e os valores máximos recomendados (VMR). Relativamente a águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano, o VMR para os nitratos é de 25 mg/l NO_3 e o VMA é de 50 mg/l NO_3 .

2.1.4. Diretiva Quadro da Água

A União Europeia aprovou a Diretiva-Quadro da Água (DQA), Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000, com o intuito de garantir a proteção e o uso sustentável dos recursos hídricos. Assim sendo, o seu objetivo é, como consta do artigo 1º, "...estabelecer um enquadramento para a proteção das águas de superfície interiores, das águas de transição, das águas costeiras e das águas subterrâneas de modo a evitar a continuação da degradação, proteger e melhorar o estado dos ecossistemas aquáticos, promover um consumo de água sustentável baseado numa proteção a longo prazo dos recursos hídricos disponíveis, reduzir as descargas, assegurar a redução gradual da poluição e contribuir para mitigar

os efeitos de inundações e secas.” Esta Diretiva apresenta conceitos de gestão da água ao nível da bacia fluvial, tendo sido necessário desenvolver um quadro de avaliação da qualidade da água mais abrangente por forma a tentar resolver o problema dos níveis elevados de poluição verificados nas massas de água. É particularmente importante notar que nesta Diretiva é prioridade o conhecimento e a caracterização dos rios e respetivas bacias de drenagem para que possam ser atingidos os objetivos desejados. O ponto 34 das considerações iniciais da DQA define claramente esta necessidade: “Para efeitos de proteção ambiental, é necessária uma maior integração dos aspetos qualitativos e quantitativos das águas de superfície e das águas subterrâneas, que tenha em conta as condições de fluxo natural da água dentro do ciclo hidrológico.”

2.1.5. Plano Nacional da Água

O Plano Nacional da Água (PNA) foi delineado na sequência da transposição da Diretiva - Quadro da Água para a legislação nacional e evidencia a necessidade de valorizar, proteger e gerir de forma equilibrada os recursos hídricos. O Decreto-Lei n.º 45/94, de 22 de fevereiro (que regula o planeamento de recursos hídricos) determinou a elaboração de 15 planos de bacia hidrográfica (PBH) e do Plano Nacional da Água (PNA, 2002).

Os PBH e o PNA constituem elementos estratégicos, programáticos e enquadrados no desenvolvimento do processo de planeamento de recursos hídricos para o século XXI. Têm ainda como grandes objetivos contribuir, como fator potenciador, para a reestruturação do sistema normativo e institucional de recursos hídricos e, como fator instrumental, para a consecução de uma política coerente, eficaz e consequente de recursos hídricos (PNA, 2002).

2.1.6. Lei da Água

A Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro, aprova a Lei da Água, transpondo a Diretiva n.º 2000/60/CE de 23 de outubro (DQA) e estabelecendo as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas. Este documento legal determina o enquadramento para a gestão das águas superficiais, promovendo uma utilização sustentável da água, para a proteção a longo prazo dos recursos hídricos disponíveis (Lei da Água, 2005).

Os planos de recursos hídricos incluem o PNA, que abrange todo o território nacional, e os PBH, que compreendem todas as bacias hidrográficas do território nacional. Existem 15 planos de bacias hidrográficas. Em 2011 foi aprovado o Relatório Ambiental da Avaliação Ambiental Estratégica (AEA) do Plano de Gestão Hidrográfica dos rios Vouga, Mondego e Lis, integrados na Região Hidrográfica 4 (RH 4), segundo a Lei da Água. (MAMAOT, 2011).

Em suma, existe diversa legislação para a resolução desta problemática, contudo, nem sempre é cumprida a legislação, talvez por falta de sensibilização ou mais radicalmente por pouca fiscalização do cumprimento.

Tal como já foi referido anteriormente, a atividade agrícola em Portugal, regra geral, continua a ser o maior fator para a poluição do meio hídrico, devido ao uso excessivo de fertilizantes (Calouro, 2005). Este facto pode constatar-se, nas várias violações aos valores limite estabelecidos na diretiva nitratos, que se encontram expressos nos relatórios exigidos pela mesma (Ribeiro e Paralta, 2010).

Na próxima secção é feita uma abordagem geral à poluição da água, destacando a poluição de fonte difusa, através da atividade agrícola.

2.2. Poluição da água

A contaminação das águas superficiais tem origem nas fontes pontuais e/ ou fontes difusas. (PNA, 2002). A atividade agrícola constitui um fator poluente do meio hídrico, especialmente de fontes difusas, devido à utilização intensiva de fertilizantes nas atividades agrícolas (Ribeiro e Paralta, 2010). Na Figura 2.2 podemos observar como se desencadeia a poluição difusa, relativa à atividade agrícola. Cada cultura apresenta uma determinada necessidade em nutrientes, bem como cada tipo de solo (de acordo com a quantidade de azoto e fósforo que contém naturalmente), complementada com a aplicação de fertilizantes. As perdas provenientes destes três fatores afluem aos cursos de água através da lixiviação (MAMAOT, 2011).

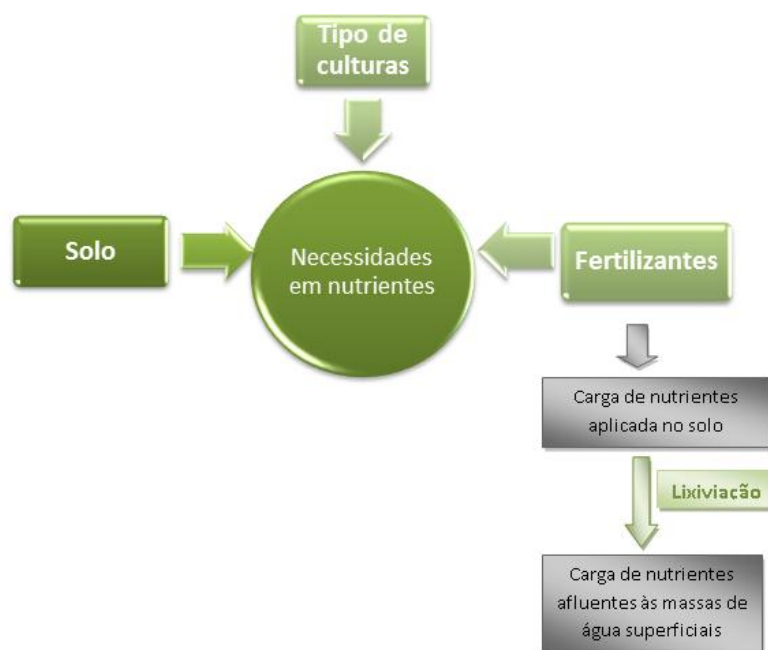


Figura 2.2 - Metodologia adotada para pressões difusas de origem agrícola (Fonte: adaptado de MAMAOT, 2011).

De acordo com o relatório técnico do Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas, as perdas em azoto por lixiviação variam entre a época do ano que são cultivadas. Nas culturas de outono/inverno cerca de 1/3 de azoto é perdido por lixiviação, ao passo que nas culturas de primavera/verão as perdas de azoto pela mesma via não têm tanto significado, já que os valores de precipitação são mais baixos. Em relação à aplicação de fertilizantes, o PGBH considerou que a percentagem de azoto lixiviada para as massas de água é cerca de 10%, assumindo que a aplicação de azoto é fracionada (MAMAOT, 2011).

Em suma e de acordo com o Instituto Geológico e Mineiro (IGM, 2001), as principais práticas agrícolas que dão origem à poluição do solo e da água são:

- A utilização inadequada de fertilizantes azotados e fosfatados em zonas de regadio com solos permeáveis e aquíferos livres, traduzido em aumentos consideráveis de nitratos no aquífero;
- Elevada taxa de reciclagem de águas subterrâneas em áreas de regadio intensivo;
- Aplicação impraticável de resíduos orgânicos (composto) sobre o solo;
- Utilização incorreta e exagerada de pesticidas em solos muito permeáveis com escassa capacidade de adsorção.

2.3. Medidas para melhorar a qualidade da água

Em Portugal foram estudadas medidas com o intuito de reduzir a poluição da água por fonte difusa, nomeadamente criando códigos de boas práticas agrícolas (CBPA's), que permitem responder a várias questões relacionadas com a fertilização racional, tais como, as quantidades mais adequadas e características de nutrientes, os fertilizantes mais favoráveis a aplicar, tendo em conta as condições do solo, do clima e da própria cultura, entre outros pressupostos para melhorar a qualidade dos solos e proteger as águas superficiais e subterrâneas (Dias, 1997).

Uma outra medida que está subjacente ao CBPA é a implementação de valores limite de quantificação de fertilizantes a aplicar no solo (Dias, 1997). A utilização de adubos de libertação lenta ou adubos de libertação controlada é mais uma medida que previne a poluição da água por fonte difusa, já que atrasam a disponibilidade inicial dos nutrientes e fomentam a sua disponibilidade no tempo através de distintos mecanismos (MAOT/INAG, 2000; Magalhães, 2009).

A sementeira direta é também uma medida positiva a implementar, reduzindo a erosão do solo, bem como a sedimentação de rios, reservas e lagos, e estabiliza a drenagem do solo, aumenta a retenção de humidade do solo e reduz a aplicação de adubos melhorando assim a qualidade da água (MAOT/INAG, 2000).

Contudo a adoção de BPA's pode envolver custos consideráveis, devido ao aumento dos custos de produção e diminuição do rendimento agrícola (Roebeling *et al.*, 2007). Assim, os custos para reduzir a poluição da água podem ser substanciais e, além disso, podem diferir perante o tipo de cultura a produzir, no tipo de solo e no intervalo de boas práticas agrícolas.

2.4. Abordagens económico-ambientais para avaliação de BPA's

Existem várias abordagens que relacionam modelos de uso do solo com modelos hidrológicos, ecológicos e/ou agronómicos, para analisar problemas associados à produção agrícola (Nelson, 2002; Elofsson *et al.*, 2003; Janssen e Ittersum, 2007). Estas abordagens podem ser divididas em três categorias (Roebeling *et al.*, 2009a;2009b):

1. Abordagens que contemplam a localização do uso do solo e as condições biofísicas associadas com o potencial de produção agrícola, sem considerarem a distribuição espacial dos impactes ambientais (Yiridoe *et al.*, 1998; Rounsevell *et al.*, 2003; Hajkowicz *et al.*, 2005);
2. Abordagens que relacionam a localização do uso do solo e as condições biofísicas associadas com os impactes ambientais, sem considerarem os impactes económicos em termos espaciais (Prosser *et al.*, 2001; Neitsch *et al.*, 2010);
3. Abordagens que relacionam modelos económicos com modelos hidrológicos e/ou agronómicos para explorar opções custo-efetivas para melhorar a qualidade de água, através (Khanna *et al.*, 2003; Yang e Weersink, 2004; Roebeling; 2009a; 2009b).

As funções de custo de abatimento para reduzir a poluição da água numa bacia hidrográfica podem ser estimadas usando a categoria 2 ou a categoria 3, pois ambas avaliam a relação entre a poluição da água e os custos associados.

Roebeling *et al.* (2009a; 2009b) e Van Grieken *et al.* (2011) usam uma abordagem relativa à categoria 3 com o intuito de avaliar os custos socioeconómicos na melhoria da qualidade da água associados à adoção de boas práticas agrícolas (BPA's) para a cultura da cana-de-açúcar (especialmente eficientes) em toda a bacia de Tully-Murray, localizada na Austrália.

Cools *et al.* (2011) abordaram a categoria 3 no estudo que fizeram sobre a relação custo-benefício na redução da emissão de azoto para a Bacia Hidrográfica de Grote Nete (Bélgica), através de dois modelos: um modelo hidrológico de qualidade da água (SWAT) e um modelo de otimização económica (ECM; Modelo Custo Ambiental).

Seguindo Roebeling *et al.* (2012), neste estudo é considerada uma abordagem relativa à categoria 2, usando o modelo SWAT (Arnold *et al.*, 1998; Neitsch *et al.*, 2010) para avaliar os custos de abatimento associados à utilização de BPA's (especialmente não-eficientes) na bacia hidrográfica, analisando assim, o custo-efetividade decorrente da progressiva diminuição da quantidade de AID exportado, através das diferentes práticas agrícolas.

Lam *et al.* (2011) utilizaram também uma abordagem da categoria 2 para estudar o impacto na qualidade da água da utilização de melhores práticas agrícolas numa bacia hidrográfica do norte da Alemanha.

No próximo capítulo é contextualizado o caso de estudo (BHRC), com caracterização geográfica, caracterização fisiográfica, usos do solo, culturas predominantes e identificação de práticas agrícolas, atuais e sustentáveis.

Capítulo 3 – Bacia Hidrográfica do Rio Cértima – Caso de Estudo

3.1. Local de Estudo

O caso de estudo escolhido foi a BHRC, já que é uma bacia hidrográfica onde predomina a atividade agrícola e que é caracterizada pela elevada poluição da água – predominante da poluição difusa de origem agrícola (Ferreira, 2007; Silva, 2008; MAMAOT, 2011) (Figura 3.1). Segundo a ARH, a classificação do estado da massa de água na BHRC é de mau (MAMAOT, 2011).

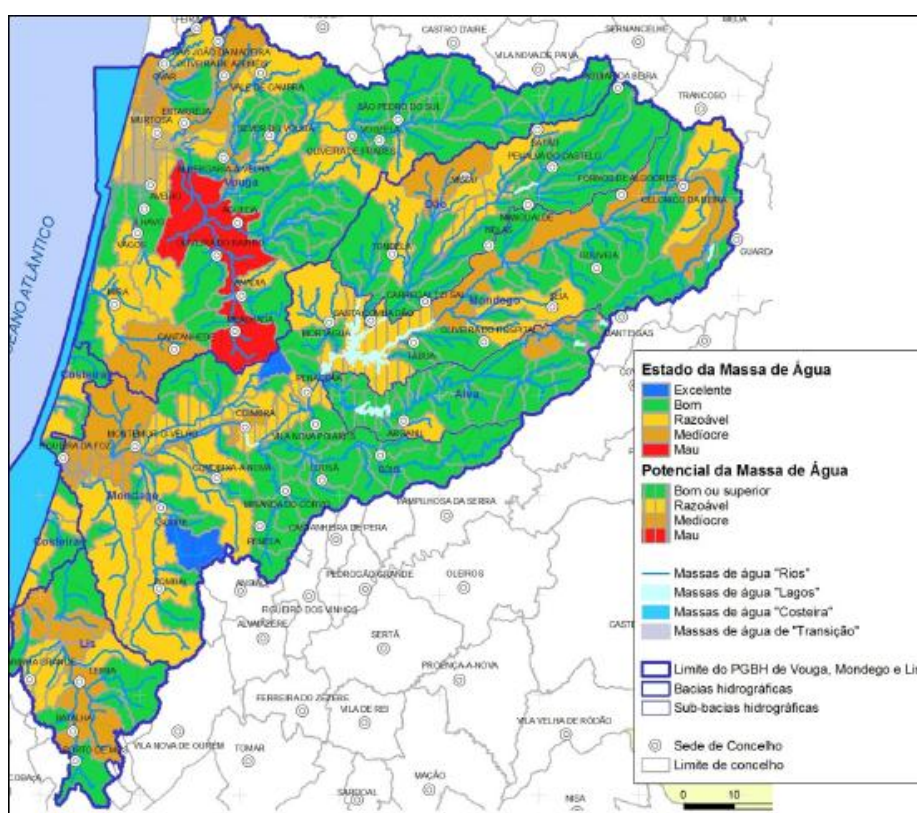


Figura 3.1 – Estado das massas de água nas bacias hidrográficas dos rios Vouga, Mondego e Lis (Fonte: MAMAOT, 2011).

3.1.1. Caracterização Geográfica

A BHRC situa-se na região Centro/Norte de Portugal, inserida na Beira Litoral e fazendo parte das sub-regiões do Baixo Vouga e do Baixo Mondego. Esta bacia hidrográfica abrange uma grande parte da região denominada de Região da Bairrada, uma área demarcada pela atividade vitivinícola (Ferreira, 2007). A BHRC apresenta uma área de cerca de 535 km² e está inserida na bacia hidrográfica do rio Vouga, a segunda maior

bacia hidrográfica dos cursos de água que correm somente em Portugal (Cerqueira *et al.*, 2005; Cassidy, 2010) (Figura 3.1). A área ocupada por esta bacia pertence, na sua maioria, ao distrito de Aveiro, ocupando ainda uma pequena parte do distrito de Coimbra (Ferreira, 2007).

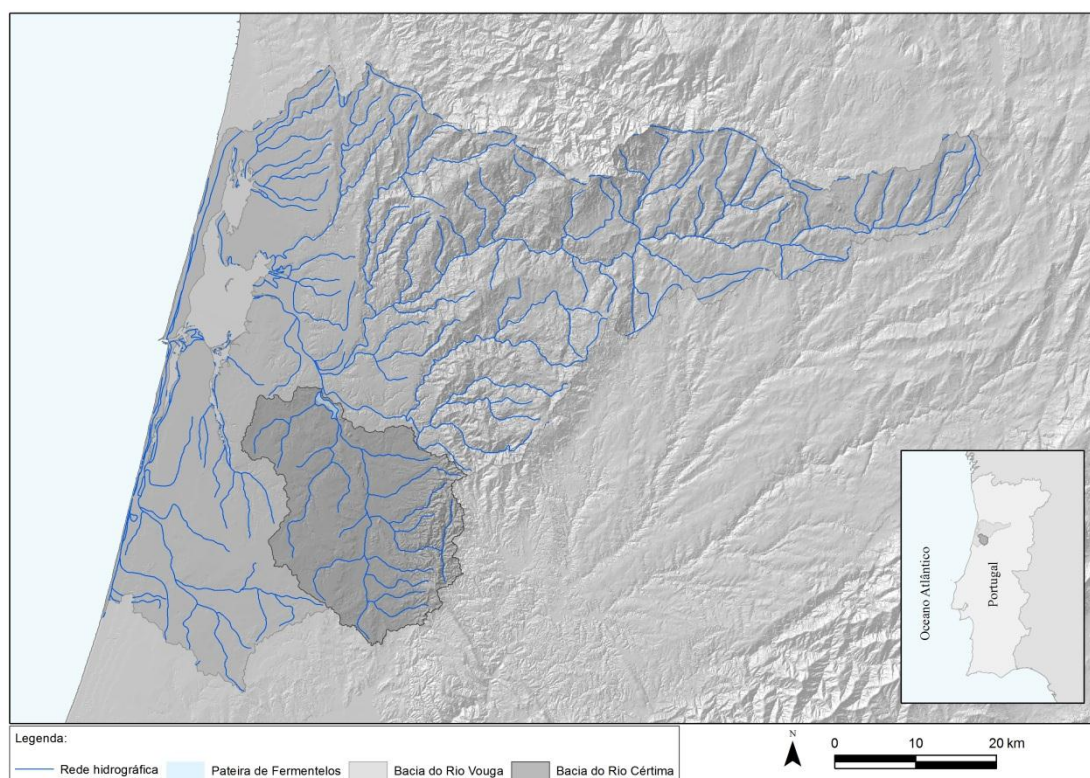


Figura 3.2 - Localização da bacia do rio Cértima no território português (Fonte: CLC, 2006).

O rio principal desta bacia hidrográfica é o rio Cértima, que nasce na Serra do Buçaco, a sudeste da Mealhada e percorre cerca de 43 km abrindo-se no vale do rio Cértima numa lagoa natural, conhecida por Pateira de Fermentelos, tornando a estreitar antes de desaguar no rio Águeda (Ferreira, 2007; Silva, 2008).

3.1.2. Caracterização Fisiográfica

A BHRC tem características topográficas, climáticas e hidrológicas bastante diferenciadas. O clima é mediterrâneo, apresentando verões secos e quentes e invernos moderados e húmidos. O rio Cértima apresenta um caudal médio de $27 \text{ m}^3/\text{s}$., apresentando menor caudal nos meses de menor precipitação (Ferreira, 2007; Sena, 2007).

3.1.3. Usos do Solo

Tal como mostra a Figura 3.3, aproximadamente metade da área da bacia do Rio Cértima, cerca de 54%, é ocupada por florestas indiferenciadas. As áreas ocupadas por este tipo de florestas normalmente exercem uma grande influência na distribuição da água da chuva, retardando a sua chegada ao solo e consequentemente atrasando a velocidade de acumulação de água na superfície que contribui para a escorrência superficial (Ferreira, 2007).

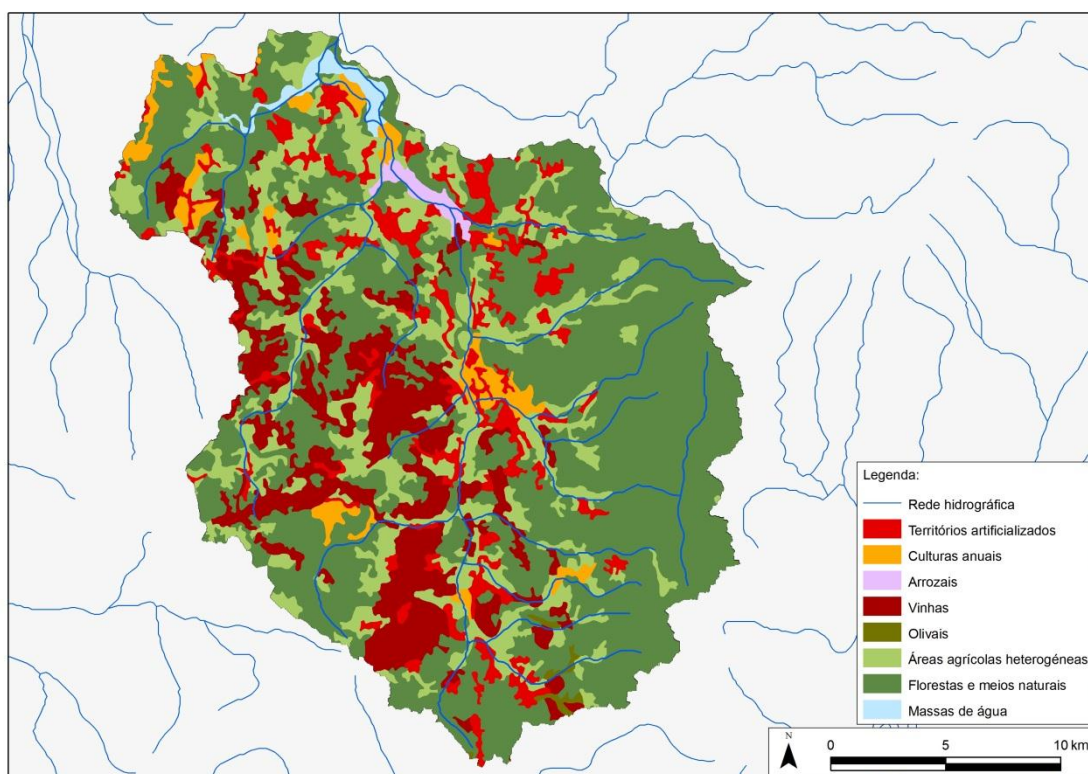


Figura 3.3 - Ocupação do solo na BHRC. (Fonte: CLC, 2006).

Na tabela seguinte podemos observar os principais usos do solo na BHRC, bem como as áreas respetivas a cada uso do solo.

Tabela 3.1 - Principais usos do solo da Bacia Hidrográfica do Rio Cértima (Fonte: adaptado de CLC, 2006).

Nível 1	Nível 2	Nível 3	Área (ha)	Área total (%)
Territórios artificializados	Urbano		4.363	8,0
Áreas agrícolas	Culturas anuais	Culturas temporárias de regadio	1.689	3,1
		Arrozais	350	0,6
	Culturas permanentes	Vinhas	7.620	14,0
		Olivais	177	0,3
	Áreas agrícolas heterogéneas	Culturas heterogéneas	10.328	19,0
	TOTAL área agrícola		20.164	37,2
Florestas			29.224	53,8
Zonas húmidas			519	1,0
TOTAL			54.270	100

Cerca de 37% da área da BHRC é ocupada pela agricultura, sendo que as áreas agrícolas heterogéneas apresentam a área (ha) mais elevada (CLC, 2006). As culturas temporárias de regadio estão relacionadas com uma agricultura intensiva e indutora de poluição agrícola de origem difusa e este uso do solo é considerado um dos grandes consumidores de água da bacia (milho) (Cerqueira *et al.*, 2005). As culturas heterogéneas são constituídas por várias culturas, tais como, vinha, batata, milho, pastagem e aveia (CLC, 2006).

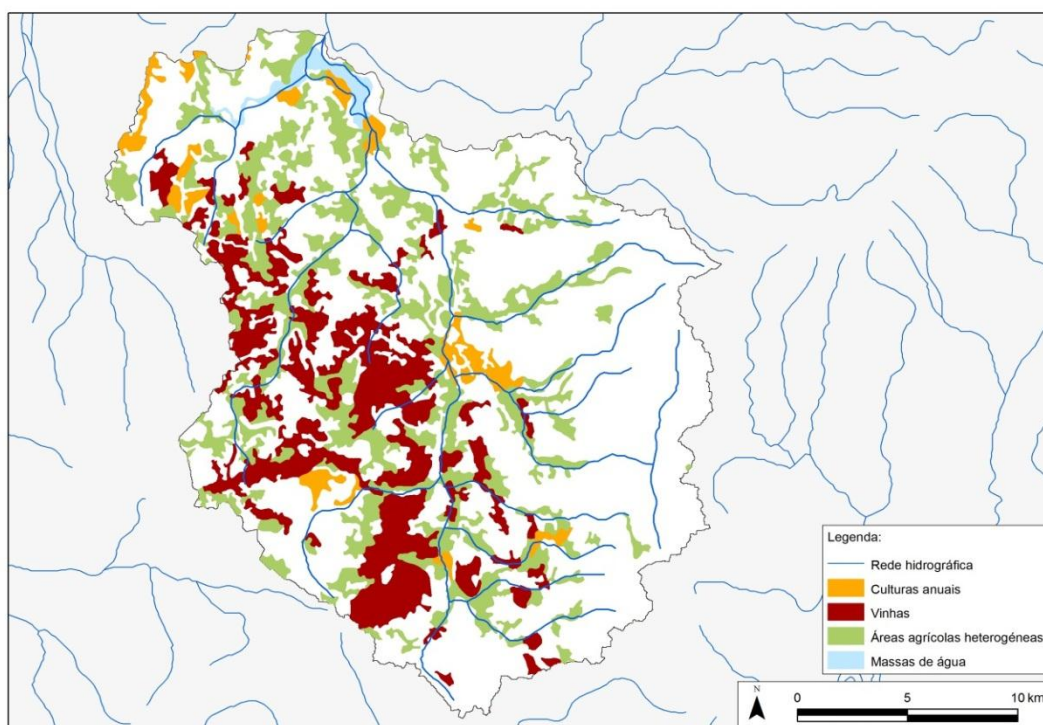
3.2. Culturas predominantes

Na BHRC predominam as culturas anuais, as culturas permanentes e as áreas agrícolas heterogéneas. De acordo com o recenseamento geral agrícola do INE-EA (2011) e a consulta dos usos do solo (CLC, 2006) na BHRC (Tabela 3.2), verificou-se que a área agrícola é predominada pela vinha (49,3%), o milho (13,9%), a batata (7,9%), a aveia (5,3%) e pastagem (23,7%). Assim geraram-se três categorias: categoria 1 – culturas permanentes (38,8%; vinha); categoria 2 – culturas anuais/ temporárias (8,6%; milho); categoria 3 – culturas heterogéneas/ culturas anuais associadas a culturas permanentes (23,7%; vinha, milho e batata) (Tabela 3.2).

Tabela 3.2 - Usos do solo na BHRC (CLC, 2006; INE-EA, 2011).

Categoria	Cultura	Área (ha)	Área (%)
Culturas Permanentes	Vinha	7.620	38,8%
Culturas Anuais	Milho	1.689	8,6%
Culturas heterogéneas	Vinha (20%)	2.066	10,5%
	Milho (10%)	1.033	5,3%
	Batata (15%)	1.550	7,9%
	TOTAL (55%)	4.648	23,7%
	Aveia (10%)	1.033	5,3%
	Pastagem (45%)	4.648	23,7%
TOTAL		19.636	100%

Na figura seguinte pode-se observar as culturas predominantes na BHRC, nomeadamente a cultura de vinha, as culturas anuais e as culturas heterogéneas.

**Figura 3.4** - Culturas predominantes na BHRC (Fonte: CLC, 2006).

A justificação para se ter escolhido estas culturas é fundamentada pelo facto destas serem das culturas que mais azoto inorgânico dissolvido exportam, através do recurso a grandes quantidades de fertilizantes inorgânicos (Tabela 3.3) e as maiores áreas de produção (Tabela 3.2).

Na Tabela 3.3 são apresentadas as quantidades de azoto e de fósforo de origem agrícola, por cada cultura em estudo. Estes valores resultam da área cultivada por

cultura para as bacias hidrográficas do rio Vouga, Mondego e Lis (MAMAOT, 2011). Esta poluição resulta da quantidade de nutrientes que existe naturalmente no solo e que posteriormente atinge as massas de água, e também pelo excesso de fertilizante aplicado nas culturas existentes (MAMAOT, 2011).

Tabela 3.3 - Valores de azoto e fósforo, para cada cultura em estudo nas bacias hidrográficas dos rios Vouga, Mondego e Lis (Fonte: adaptado de MAMAOT, 2011).

Cultura	N (kg/ha/ano)	P (kg/ha/ano)
Milho	102,4	8,2
Vinha	7,1	0,6
Batata	8,0	0,0
Total	117,4	8,9

A vinha é a cultura predominante na BHRC, principalmente para a produção de vinhos brancos e tintos, elaborados a partir de castas tradicionais, castas tintas e castas brancas. No que diz respeito à casta tinta, a baga é a casta predominante (mais de 90% do encepamento tinto). Tem a particularidade de demonstrar o seu elevado potencial qualitativo quando cultivada em solos argiloso-calcários e com boa exposição solar, que permita uma boa maturação dos cachos (DRAP-C, 2012). Relativamente às castas brancas, a casta que predomina é a Fernão Pires, sendo também designada na região Centro por Maria Gomes. Esta casta é a mais cultivada em Portugal, especialmente na região da Bairrada. Apresenta uma maturação muito precoce, sendo uma das primeiras castas portuguesas a ser vindimada. Além disso, é muito sensível às geadas, desenvolve-se melhor em solos férteis de clima temperado ou quente (Comissão Vitivinícola da Bairrada, 2012).

Esta cultura é a mais abundante no Centro de Portugal, ocupando uma área cultivada de 51.920 ha e uma produção de 1.980.845 hl (hectolitro) (INE-EA, 2011). Em relação à quantidade de nutrientes exportados verifica-se 7,1 kg N/ha/ano e 0,6 kg P/ha/ano, para a cultura de vinha nas três bacias hidrográficas do Centro (Tabela 3.3).

Relativamente à cultura do milho, é uma cultura anual que se destaca por ser a cultura que envolve mais explorações agrícolas em Portugal (cerca de 80.000 unidades produtivas) e ocupando cerca de 95.656 ha de área cultivada, de Norte a Sul do país (INE-EA, 2011; ANPROMIS, 2012). Na zona Centro de Portugal a cultura de milho representa 60.260 ha e uma produção de 412.764 t, no ano de 2010 (INE-EA, 2011)

Apesar de se notar um decréscimo na área cultivada entre 2004 e 2011 na região Centro, a cultura de milho demonstra potencialidades produtivas a nível nacional, quer associada à produção de silagem, quer à produção de grão. A cultura do milho afirma-se hoje como um dos casos demonstrativos das potencialidades produtivas da agricultura portuguesa de regadio, gerando importantes contributos para a vitalidade das economias, regional e nacional (ANPROMIS, 2012).

Em relação às quantidades de nutrientes libertados pela cultura de milho podemos verificar que é a cultura que origina maior quantidade de azoto e fósforo, nomeadamente, 102,4 kg N/ha/ano e 8,2 kg P/ha/ano, respetivamente (Tabela 3.3).

Quanto à cultura da batata, é também uma cultura anual que adquire uma elevada importância no Centro de Portugal, sendo que a sua produção é cerca de 251.418 t e ocupa uma área cultivada de 15.426 ha (INE-EA, 2011). Contudo, a área cultivada tem diminuído ao longo dos anos, de 120.923 ha em 1986, para 15.794 ha, em 2010 (-87%). Relativamente à produtividade houve um pequeno aumento, de 13,8 t/ha em 1980 para 15,9 t/ha em 2010 (INE-EA, 2011). Relativamente à quantidade de azoto e fósforo libertada pela cultura de batata, verifica-se que origina 8,0 kg N/ha/ano e que não produz fósforo (Tabela 3.3).

É assim importante estabelecer melhores práticas para o cultivo destas culturas, por forma a diminuir a quantidade de azoto inorgânico dissolvido (AID) enviado para as massas de água, de acordo com as intenções da ARH Centro (MAMAOT, 2011).

3.3. Poluição da água de origem agrícola

A nível da BHRV, a poluição da água (de fonte difusa e pontual) está relacionada com as atividades domésticas, agropecuárias, industriais e agrícolas (Tabela 3.4). Enquanto a Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO₅), a Carência Química de Oxigénio (CQO) e os Sólidos Suspensos Totais (SST) originam poluição, predominantemente, a partir de fontes domésticas e industriais (fontes tóxicas), o Azoto (N) e o Fósforo (P) originam a poluição, quase igualmente, a partir de fontes domésticas e agrícolas (fontes difusas). A fonte difusa de poluição de N contribui com quase 50% da poluição de N total, e deve-se maioritariamente às atividades agrícolas.

Tabela 3.4 - Principais poluentes e fontes na Bacia Hidrográfica do Rio Vouga (Fonte: adaptado de MAMAOT, 2011).

Poluição	Fonte	CBO ₅	CQO	SST	N	P
		(t/ano)	(t/ano)	(t/ano)	(t/ano)	(t/ano)
Tópica	Doméstica	1.873	6.144	2.399	1.158	240
	Indústria	513	1.916	802	82	24
Difusa	Agricultura	-	-	-	738	82
	Pecuária	-	-	-	522	90
Total		2.386	8.060	3.201	2.500	436

Nota: CBO₅= Carência Bioquímica de Oxigénio a 5 dias; CQO= Carência Química de Oxigénio; SST= Sólidos Suspensos Totais; N= Azoto; P= Fósforo.

Em termos de fontes poluidoras, os valores de poluentes gerados pela atividade agrícola, nas culturas de regadio (milho, batata, forragens e pomares) são os mais elevados de exportação de nutrientes para as linhas de água (MAOT/INAG, 2000). Verifica-se que a contaminação de azoto, embora ocorra de uma forma irregular ao longo do ano, apresenta maior expressão quando se registam valores de precipitação mais elevados e logo após os períodos de aplicação de adubos (MAOT/INAG, 2000).

Relativamente ao caso em estudo, a BHRC tem sido alvo de vários estudos de caracterização da qualidade da água. Serrano (1979) estudou a quantidade de sedimentos em suspensão transportados pelo rio Cértima até à Pateira de Fermentelos, localizada na foz do rio Cértima, verificando que a quantidade de sedimentos (1.200 t/ano) em causa não era suficiente para justificar a deterioração considerável da qualidade da água da Pateira de Fermentelos, concluindo na altura, que aquela degradação seria interferência da atividade humana.

Mais tarde, Pereira *et al.* (1998) estudaram a qualidade das águas superficiais na região de Aveiro, sendo nove pontos de amostragem pertencentes à bacia do rio Cértima. O estudo divulgou situações de elevada poluição na bacia, nomeadamente no rio Cértima e no rio Levira, devido à elevada atividade agrícola e industrial da área em causa.

Cerqueira *et al.* (2005) estudaram a qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Cértima no inverno, primavera e verão, do ano 2003. Os parâmetros físico-químicos analisados revelaram que a qualidade da água na primavera era aceitável, no entanto, os valores de fósforo, azoto e CBO₅ analisados no verão eram mais elevados. As causas que os autores apontaram como primordiais são maioritariamente de origem humana,

nomeadamente, descargas de águas residuais e escorrências de águas provenientes da atividade agrícola e pecuária.

Ferreira (2007) avaliou a qualidade da água e caracterização hidroquímica da bacia hidrográfica do rio Cértima, através de dados físico-químicos. Seleccionaram uma amostra significativa de pontos de amostragem, para que houvesse representatividade da distribuição de potenciais fontes de poluição. Foi concluído que a BHRC apresenta problemas de poluição, em particular no troço a jusante da Mealhada e na Pateira de Fermentelos. Relacionou a degradação da qualidade da água com a atividade industrial e agrícola, e as descargas de efluentes domésticos ao longo da bacia.

Silva (2008) avaliou e monitorizou, de uma forma integrada, o estado da qualidade da água do rio, analisando parâmetros físico-químicos e biológicos. Este estudo permitiu-lhe concluir que este rio apresenta problemas de eutrofização durante maior parte do seu percurso. Silva (2008) concluiu também que as várias abordagens usadas para analisar a qualidade da água se complementavam entre si, sendo que os parâmetros físico-químicos identificaram alguns poluentes, os parâmetros biológicos permitiram classificar a qualidade da água e os dados hidromorfológicos concederam a interpretação de algumas características físico-químicas e biológicas estabelecidas.

Ferreira *et al.* (2010) avaliaram também a qualidade da água na BHRC, mas através de ensaios ecotoxicológicos. Estes autores observaram que dada a natureza essencialmente orgânica da poluição da bacia do rio Cértima os ensaios ecotoxicológicos efetuados demonstraram algumas limitações, pois a elevada carga de nutrientes em alguns pontos de amostragem, pode ter disfarçado a possível toxicidade de contaminantes, favorecendo ainda o crescimento dos organismos. Por outro lado, a baixa carga de nutrientes, noutro ponto de amostragem, terá condicionado o crescimento nos ensaios com plantas. Assim Ferreira *et al.* (2010) concluiu que a análise ecotoxicológica, em locais com poluição fundamentalmente orgânica, deve ser sempre complementada com ensaios físico-químicos e ecológicos, para que se obtenha uma visão geral do estado de qualidade da água.

Por último, Bola (2009) e Oliveira *et al.* (2012) utilizaram o modelo *Qual2K* para avaliar o estado da qualidade da água do rio Cértima, entre 1989 e 2008, para diferentes

cargas de azoto e fósforo. Determinaram que, relativamente ao azoto, 44% das cargas são provenientes de fontes pontuais domésticas e 35% das cargas são provenientes de fontes difusas (Tabela 3.5).

Tabela 3.5 - Carga total de poluentes gerados na BHRC (Fonte: Oliveira *et al.*, 2012).

Fonte	CBO ₅	SST	N Total	P Total
	t/ano	t/ano	t/ano	t/ano
Doméstica	668,9	989,9	153,4	27,3
Indústria	31,3	46,9	11,7	2,3
Pecuária	161,3	1.359,7	59,7	17,8
Poluição Difusa	-	-	122,5	11,5
Total	861,5	2.396,5	347,3	58,9

Segundo estes autores, o rio Cértima apresenta uma grande quantidade de nutrientes, sendo classificado, segundo Dodds *et al.* (1998), como eutrófico (N Total > 1.500 mg/m³ e P Total > 75 mg/m³). Foi concluído que para alterar a classificação deste rio seria necessário reduzir as cargas de azoto e fósforo 5 e 10 vezes, respetivamente, para passar do estado eutrófico para mesotrófico eutrófico (N Total entre 700 - 1500 mg/m³ e P Total entre 25 - 75 mg/m³).

Estes estudos divulgam problemas na qualidade da água na BHRC, resultantes de uma atividade industrial ativa e uma atividade agrícola significativa da região. A complexidade do processo, com interação de muitas variáveis e componentes, espacial e temporal, tornam a monitorização da poluição difusa economicamente muito exigente (Marques, 2008; Bola, 2009). Torna-se assim essencial adotar medidas de prevenção à poluição (difusa) da água.

Na próxima secção são descritas as práticas agrícolas atuais para cada cultura em estudo, bem como a calendarização das mesmas e a quantidade de fertilizantes a aplicar para cada cultura atualmente.

3.4. Práticas Agrícolas

3.4.1. Práticas Agrícolas atuais

Existem inúmeras preocupações com a atual atividade agrícola, como a mobilização excessiva dos solos, a inexistência de rotatividade de culturas e o excesso de fertilizantes aplicados nas culturas. No entanto, e conforme o Plano de Gestão da Bacia Hidrográfica do rio Vouga, irá ser atribuída mais evidência à problemática da poluição da água através do AID exportado, de origem agrícola.

Seguidamente estão descritas as práticas atuais para o cultivo da vinha, do milho e das culturas heterogéneas.

3.4.1.1. O cultivo da vinha

A vinha é uma cultura permanente, cuja instalação pressupõe a sistematização do terreno, seguida da plantação. A sistematização do terreno tem como objetivo preparar o terreno para a plantação, pelo que é necessário proceder a algumas operações: limpeza e regularização do terreno; surriba; espedrega; armação do terreno; abertura de estradas; fertilização de fundo e arrasamento (Santos, 1996). Depois de sistematizado o terreno procede-se à plantação, que é constituída pelo alinhamento e piquetagem; a plantação propriamente dita; e a rega.

Neste caso de estudo considerou-se apenas as operações agrícolas a partir da fase adulta da videira. Assim, serão descritas seguidamente as práticas agrícolas atuais, bem como os tempos das tarefas e a altura do ano respetiva, para a manutenção/colheita de uma vinha (Tabela 3.6).

Tabela 3.6 - Calendarização das tarefas desenvolvidas para a cultura da vinha (Fonte: adaptado de Sottomayor, 2011).

Vinha	Unidades	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Total (h)	Total (€)
Maquinaria e Mão-de-obra	Calagem	h/ha/ ano									0,5	0,5		1	25
	Lavouras e escavas	h/ha/ ano			6,0	6,0					6,0	6,0		24	108
	Poda	h/ha/ ano	17,7	17,7									17,7	53	361
	Recolha de vides	h/ha/ ano	4,0	4,0										8	200
	Gradagem	h/ha/ ano		2,5	2,5									5	23
	Retanchar	h/ha/ ano		1,0	1,0									2	9
	Atar e enrolar	h/ha/ ano		1,0	1,0									2	9
	Aplicação de fertilizantes	h/ha/ ano			2,2									2	26
	Estrumar	h/ha/ ano			2,7	2,7								5	49
	Tratamentos fitossanitários	h/ha/ ano			5,2	5,2	5,2	5,2	5,2					26	650
	Desladroar	h/ha/ ano					6,0	6,0						12	54
	Desponta	h/ha/ ano					22,0	22,0						44	198
	Desfolha	h/ha/ ano					18,0	18,0						36	162
	Rega	h/ha/ ano					4,0	4,0						8	36
	Vindima	h/ha/ ano								84	84			168	840
Total														396	2.750

Após a vindima (setembro e outubro) procede-se à mobilização das vinhas para as preparar para o novo ciclo vegetativo e para receberem melhor as águas das chuvas. Para isso é feita a calagem, a lavoura e a escava, seguida da poda e recolha das vides. Estas tarefas são realizadas entre os meses de outubro e de abril. A pulverização da vinha com cal denomina-se por calagem. A escava consiste na abertura de covas em volta das videiras para que a acumulação de chuva e de folhas caídas seja mais eficaz. Também a poda é realizada no inverno, retirando grande parte da madeira desenvolvida no ano anterior. Ao mesmo tempo que a poda, realiza-se a empa, que consiste em dobrar e amarrar a vara que resulta da poda a um tutor (geralmente um arame) (Santos, 1996; Rocha, 2011).

Com o fim do inverno e o início da primavera as videiras rebentam, começando assim os tratamentos fitossanitários (Tabela 3.7), para o controlo de pragas e de infestantes, que só termina em meados de julho. É também na primavera (março) que se aplicam os fertilizantes e que se estruma o solo (março e abril), anteriormente cavado (gradagem). Na adubação são aplicados cerca de 84 kg/ha/ano de azoto, 42 kg/ha/ano na forma de amónia (NH_4^+) e a mesma quantidade na forma de nitratos (NO_3^-), 12 kg/ha/ano de fósforo (P) e 12 kg/ha/ano de potássio (K) (Tabela 3.7).

Tabela 3.7 - Calendarização das entradas necessárias para o cultivo da vinha (Fonte: adaptado de Sottomayor, 2011).

Vinha		Unidade	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Total (€)
Entradas	Enxertos prontos	un./ha/ano		6	6										14
	Fio plástico	un./ha/ano		1	1										3
	Fertilizantes	Amónia, NH_4^+			42										170
		Nitrato, NO_3^-			42										
		Fósforo, P			12										
		Potássio, K			12										
	Composto orgânico	kg/ha/ano			1000	1000									300
	Produtos fitossanitários	un./ha/ano			1	1	1	1	1						759
Total															1.246

Nos meses de maio e junho procede-se ao desladrão da videira, ou seja, retirar os rebentos verdes. Ainda nesses meses é feita a desponta e a desfolha, para retirar as pontas das vides, de modo a isolar as videiras umas das outras e limpá-las das gavinhas (Tabela 3.6). Em julho e agosto os cachos terminam a fase de crescimento e passam à fase de amadurecimento, realizando posteriormente a vindima nos meses de setembro e outubro.

Na Tabela 3.8 apresenta-se um resumo anual (valores por ha/ano), para o uso da mão-de-obra, a quantidade de fertilizante aplicado, os custos de produção (Custos de mão-de-obra e maquinaria (2.750 €/ha/ano) mais os custos dos produtos (1.246 €/ha/ano)), a respetiva colheita e correspondente margem bruta (lucros de produção-custos totais de produção), associada à prática agrícola atual de produção de vinha. A vinha é uma cultura que necessita de muita mão-de-obra e respetiva maquinaria (396 horas/ha/ano), apresentando um elevado custo de produção (aproximadamente 3.996 €/ha/ano). Podemos observar também na Tabela 3.8 que usando práticas agrícolas atuais, a produção anual de vinha é de 12 t/ha/ano, apresentando uma margem bruta de 972 €/ha/ano.

Tabela 3.8 - Mão-de-obra, custos anuais de entrada, produção e margem bruta para a prática atual de produção de vinha.

Cultura	Mão-de-obra	Fertilizante - N	Custos de entrada	Produção	Margem Bruta
	(horas/ha/ano)	(kg/ha/ano)	(€/ha/ano)	(t/ha/ano)	(€/ha/ano)
Vinha	396	84	3.996	12	972

Nota: Todos os valores são em Euros, respetivos ao ano 2007; os custos de produção e valores de produção são baseados nos correspondentes preços provenientes do INE-EA (2010).

3.4.1.2. O cultivo do milho

A preparação do solo é a primeira etapa da sementeira do milho, que varia de acordo as características dos solos, o clima, a quantidade de ervas daninhas, entre outros. Segundo Coimbra (2010), a preparação do solo para a sementeira de milho inicia-se em abril (Tabela 3.9). Esta preparação consiste na gradagem, seguida do subsolador. As gradagens servem para diminuir o tamanho dos torrões na superfície, nivelar o terreno e eliminar as ervas daninhas. O subsolador tem a função de eliminar a compactação do solo, aumentar a infiltração de água e diminuir a possibilidade de erosão do solo.

Tabela 3.9 - Calendarização das tarefas desenvolvidas para a cultura do milho (Fonte: adaptado de Coimbra, 2010).

Milho		Unidades	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Total (h)	Total (€)
Maquinária e mão-de-obra	Gradagem	h/ha/ano				3									3	81,9
	Subsolador	h/ha/ano				1									1	39,0
	Adubação	h/ha/ano				1									1	11,7
	Sementeira	h/ha/ano					1								1	27,3
	Sacha mecânica	h/ha/ano					1								1	19,5
	Monda química	h/ha/ano							3						3	46,8
	Debulha	h/ha/ano									1				1	85,8
Total															11	312

Após a preparação do solo é feita a adubação (abril), onde é aplicado cerca de 225 kg/ha/ano de Azoto (N), 159 kg/ha/ano na forma de Amónia (NH_4^+) e 66 kg/ha/ano na forma de Nitratos (NO_3^-), 86 kg/ha/ano de Fósforo (P) e 110 kg/ha/ano de Potássio (K), como mostra a tabela seguinte.

Tabela 3.10 - Calendarização das entradas necessárias para o cultivo do milho (Fonte: adaptado de Coimbra, 2010).

Milho		Unidade	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Total (€)
Entradas	Sementes	kg/ano					14								91
	Fertilizantes	Amónia, NH_4^+				159									314
		Nitrato, NO_3^-				66									
		Fósforo, P				86									
		Potássio, K				110									
	Herbicidas e pesticidas	un./ano							1						119
Total															524

Seguidamente é realizada a sementeira do milho, através de um semeador, normalmente de 2 linhas. Entre a sementeira e a colheita é necessário eliminar as ervas daninhas, através da sacha mecânica e da monda química. O sachador é utilizado quando a planta do milho começa a nascer, para prevenir que as ervas daninhas se apoderem da plantação. A monda química é implementada só quando a planta do milho já está crescida, de modo a que elimine as ervas daninhas sem danificar a cultura (julho). A colheita é realizada em meados de setembro, e em média a produção anual é de 6 t/ha/ano.

Tabela 3.11 - Mão-de-obra despendida, custos anuais de entrada, produção e margem bruta para a prática atual de produção de milho.

Cultura	Mão-de-obra	Fertilizante - N	Custos de entrada	Produção	Margem Bruta
	(horas/ha/ano)	(kg/ha/ano)	(€/ha/ano)	(t/ha/ano)	(€/ha/ano)
Milho	11	225	836	6	525

Nota: Todos os valores são em Euros, respetivos ao ano 2007; os custos de produção e valores de produção são baseados nos correspondentes preços provenientes do INE-EA (2010).

A cultura de milho é caracterizada por baixos custos de produção (Custos de mão-de-obra e maquinaria (312 €/ha/ano) mais os custos dos produtos (524 €/ha/ano)), sendo este valor o somatório de todos os gastos com a produção de milho, nomeadamente mão-de-obra, maquinaria e produtos de entrada. Dada uma produção anual de 6 t/ha/ano, a margem bruta para o cultivo de milho com práticas agrícolas atuais, é de 525 €/ha/ano.

3.4.1.3. O cultivo da batata

Em relação à cultura da batata (Henriques e Carneiro, 2002), a preparação do solo incide na utilização de uma charrua de discos, seguida de uma fresa. Estes dois instrumentos agrícolas têm a finalidade de lavrar a terra para revolver as diferentes

camadas superficiais do solo de modo a reduzir a compactação e a eliminação das ervas daninhas. Geralmente inicia-se a sementeira de batata em fevereiro, tendo o cuidado de ir eliminando todas as ervas que impedem o crescimento eficiente da cultura, através de herbicida de contacto e do sachador mecânico (Tabela 3.12).

Tabela 3.12 - Calendarização das tarefas desenvolvidas para a cultura da batata (Fonte: adaptado de Henriques e Carneiro, 2002).

Batata		Unidades	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Total (h)	Total (€)
Maquinaria e Mão-de-obra	Charrua de discos	h/ha/ano		3,0											3,0	80,9
	Fresa	h/ha/ano		1,3											1,3	52,6
	Sementeira	h/ha/ano		0,6											0,6	32,4
	Adubação	h/ha/ano			0,6										0,6	
	Pulverização: herbicida	h/ha/ano			0,2										0,2	21,2
	Sachador	h/ha/ano				0,8									0,8	24,9
	Pulverização: inseticida	h/ha/ano				0,6	0,6								1,2	35,5
	Colheita	h/ha/ano							6,0						6,0	763,0
	Transporte e descarga	h/ha/ano							2,4						2,4	67,9
Total															16	1.078

A 31 de março realiza-se a adubação da cultura, que consiste em 68 kg/ha/ano de Fósforo, 113 kg/ha/ano de Potássio e 60 kg/ha/ano de Azoto, dissociado em 45 kg/ha/ano de NH_4^+ e 15 kg/ha/ano de NO_3^- (Tabela 3.13). A colheita da batata é consumada no mês de julho e apresenta em média, uma produção anual de 15 t/ha/ano (Tabela 3.14).

Tabela 3.13 - Calendarização das entradas necessárias para o cultivo da batata (Fonte: adaptado de Henriques e Carneiro, 2002).

Batata		Unidade	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Total (€)
Entradas	Sementes	t/ano		1,8											917
	Fertilizantes	Amónia, NH_4^+			45										168
		Nitrato, NO_3^-			15										
		Fósforo, P			68										
		Potássio, K			113										
	Pesticidas	ml/ano				152	152								380
	Herbicidas	kg/ano			2										500
Total															1.965

Na Tabela 3.14 pode observar-se o número de horas concedidas ao cultivo da batata, desde a mobilização do solo até à respetiva colheita (16 horas/ha/ano) e também os custos de produção (Custos de mão-de-obra e maquinaria (1.078 €/ha/ano) mais os custos dos produtos (1.965 €/ha/ano)), que são determinados através da soma dos custos de maquinaria e mão-de-obra, mais os custos dos produtos de entrada. Dada uma produção anual de 15 t/ha/ano, obtém-se uma margem bruta de aproximadamente 591 €/ha/ano.

Tabela 3.14 - Mão-de-obra despendida, custos anuais de entrada, produção e margem bruta para a prática atual de produção de batata.

Cultura	Mão-de-obra (horas/ha/ano)	Fertilizante - N (kg/ha/ano)	Custos de entrada (€/ha/ano)	Produção (t/ha/ano)	Margem Bruta (€/ha/ano)
Batata	16	60	3.043	15	591

Nota: Todos os valores são em Euros, respetivos ao ano 2007; os custos de produção e valores de produção são baseados nos correspondentes preços provenientes do INE-EA (2010).

3.4.2. Boas Práticas Agrícolas

A redução do impacto ambiental das atividades agrícolas sobre a qualidade da água é possível através do uso de práticas agrícolas que reduzam os riscos de poluição de lençóis freáticos e águas superficiais, denominadas de boas práticas agrícolas. Como regra para uso de fertilizantes, a quantidade de azoto a aplicar deve ser adequada a uma produção esperada, estabelecida com realismo, tendo em consideração as condições pedoclimáticas e a capacidade produtiva das culturas. Deve ser fracionada ao longo do ciclo vegetativo das culturas, de acordo com as épocas de maior exigência. Por outro lado, uma fertilização com azoto e outros elementos só deverá ser efetuada com o tempo seco, pelo que, salvo no caso das culturas hortícolas, não deverão ser aplicados adubos azotados durante os meses de dezembro e janeiro (Calouro, 2005).

As ditas práticas sustentáveis são descritas no Código de Boas Práticas Agrícolas (CBPA) (MADRP, 1997), elaborado em 1997, que teve por base a Diretiva 91/676, relativa à proteção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola. O CBPA visa racionalizar a prática das fertilizações e de todo um conjunto de operações e de técnicas culturais que diretas ou indiretamente interferem na dinâmica do azoto nos ecossistemas agrários, de forma a minimizar as suas perdas sob a forma de nitratos e, assim, proteger as águas superficiais e subterrâneas desta forma de poluição (Dias, 1997).

Resumidamente, as boas práticas agrícolas vão desde a preparação do solo, até à colheita, não esquecendo a fertilização racional das culturas, sabendo quais são os nutrientes necessários a aplicar no solo e/ou na cultura, tendo em conta as condições do solo, do clima e da própria cultura, bem como as quantidades adequadas a aplicar (Calouro, 2005). É igualmente essencial ter em conta a época mais apropriada para proceder à aplicação do fertilizante e ainda adotar a técnica de aplicação mais favorável ao aproveitamento desse nutriente (Dias, 1997).

Para aumentar a eficiência e reduzir as perdas de azoto, os adubos deverão ser aplicados de forma fracionada, isto é, em duas ou mais vezes, nas épocas e nas quantidades mais adequadas em função das exigências e hábitos alimentares das culturas, do tipo de solo e das características climáticas (Calouro, 2005; Rodrigues, 2004; Rodrigues *et al.*, 2005).

Neste estudo, para reduzir as perdas de azoto são considerados três práticas de aplicação de azoto: i) aplicação única (uma só aplicação, correspondente às práticas agrícolas atuais); ii) aplicação fracionada (duas aplicações, correspondente às boas práticas agrícolas 1) e iii) aplicação em libertação lenta (*slow release fertilisers*, correspondente às boas práticas agrícolas 2).

3.4.2.1. Aplicação única de azoto

Esta primeira prática consiste na atual aplicação de azoto (APA), isto é, realiza-se apenas uma aplicação de azoto durante o desenvolvimento da cultura. Com o intuito de diminuir a quantidade de azoto a aplicar no solo, foram elaborados 5 cenários, diminuindo a quantidade de azoto a aplicar em 20% da inicial, de 100% até 20% de azoto. No SWAT foi considerado que uma única aplicação de azoto corresponde às atuais práticas agrícolas sendo denominado por APA's. Relativamente ao cenário base, este corresponde à aplicação única de azoto a 100% da quantidade aplicada. A calendarização e respetivas quantidades de azoto a aplicar nas APA's estão apresentadas nas Tabelas 3.7, 3.10 e 3.13, para as culturas de vinha, milho e batata, respetivamente.

3.4.2.2. Aplicação fracionada de azoto

Nesta prática agrícola, a aplicação de azoto, tal como o nome indica, é fracionada, ou seja, divide-se a quantidade de azoto em duas aplicações de 50% ao longo do desenvolvimento da cultura. Atendendo a que o azoto é bastante dinâmico e solúvel, deve aplicar-se o nutriente quando as plantas estejam numa fase de absorção ativa para aumentar a oportunidade de absorção radicular (Calouro, 2005).

Tal como na aplicação única de azoto, diminui-se a quantidade de azoto de igual modo (100% a 20%, em passos de 20%). Para o SWAT foi considerado que a aplicação fracionada de azoto corresponde a boas práticas agrícolas 1, sendo denominado por BP1. Seguidamente será explicitado o procedimento para cada cultura em estudo.

Em relação à vinha, aplica-se o fertilizante no dia 31 de março, após a poda, sendo que a outra fertilização deve ocorrer no dia 30 de maio. Quanto à cultura do milho, divide-se a quantidade de adubo a aplicar pelo dia 26 de abril, depois da mobilização do solo e antes da sementeira, e pelo dia 30 de junho, onde a cultura começa a crescer. Na cultura da batata segue-se o mesmo processo que na cultura do milho, ou seja, aplicação de fertilizante antes da sementeira (30 de março) e quando a cultura começa a crescer (30 de maio) (Tabela 3.15).

Tabela 3.15 - Calendarização da aplicação fracionada de azoto, nas respetivas culturas.

Cultura	Fertilizante	Unidade	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Total
Vinha	Amónia	kg/ha/ano			20,8		20,8								42
	Nitrato	kg/ha/ano			20,8		20,8								42
Milho	Amónia	kg/ha/ano				79,7		79,7							159
	Nitrato	kg/ha/ano				32,8		32,8							66
Batata	Amónia	kg/ha/ano			22,5		22,5								45
	Nitrato	kg/ha/ano			7,5		7,5								15

3.4.2.3. Liberação lenta de azoto

Esta prática tem como objetivo conceber uma libertação de azoto ao longo do desenvolvimento da cultura. Os adubos de libertação lenta atrasam a disponibilidade inicial dos nutrientes e incrementam a sua disponibilidade no tempo através de diferentes mecanismos. Os produtos de degradação microbiana, como a ureia-formaldeído e outros ureia-aldeídos, são normalmente designados comercialmente como adubos de libertação lenta (Trenkel, 2007).

Para se poder estudar este tipo de aplicação no SWAT foi ainda necessário simular um intervalo de datas para aplicação de azoto, pois o modelo não aceita este tipo de adubo. Assim, divide-se a quantidade de azoto em quatro aplicações de 25% ao longo do desenvolvimento da cultura. Tal como nas aplicações acima descritas, nesta também se efetuaram várias simulações, diminuindo a quantidade de azoto a aplicar desde 100% até 20% de aplicação, em passos de 20%. No SWAT foi considerado que a libertação lenta de azoto corresponde também a boas práticas agrícolas 2, sendo denominado por BP2.

Em relação à vinha, as datas que serviram para simular um adubo de libertação lenta foram 31 de março, 30 de abril, 30 de maio e 30 de junho. Na cultura do milho, optou-se pelos seguintes dias: 29 de abril, 30 de maio, 30 de junho e 30 de julho. Relativamente à cultura da batata, simulou-se uma aplicação a 30 de março, outra a 30 de abril, a terceira a 30 de maio e uma quarta aplicação a 30 de julho (Tabela 3.16).

Tabela 3.16 - Calendarização da libertação lenta de azoto, nas respetivas culturas.

Cultura	Fertilizante	Unidade	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Total
Vinha	Amónia	kg/ha/ano			10,4	10,4	10,4	10,4							42
	Nitrato	kg/ha/ano			10,4	10,4	10,4	10,4							42
Milho	Amónia	kg/ha/ano				39,9	39,9	39,9	39,9						159
	Nitrato	kg/ha/ano				16,4	16,4	16,4	16,4						66
Batata	Amónia	kg/ha/ano			11,3	11,3	11,3	11,3							45
	Nitrato	kg/ha/ano			3,8	3,8	3,8	3,8							15

No capítulo seguinte apresenta-se a metodologia aplicada neste estudo, que relaciona os resultados gerados no SWAT, nomeadamente a produção agrícola e exportação de AID com os rendimentos agrícolas calculadas para cada cultura e prática agrícola, para estimar as funções de custo de abatimento na poluição da água na BHRC, através da adoção gradual de boas práticas agrícolas.

Capítulo 4 – Metodologia

Nesta secção foi seguida a metodologia desenvolvida por Roebeling *et al.* (2012). Para atingir os objetivos propostos nesta dissertação utilizou-se o modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool* - Ferramenta de Análise do Solo e da Água) (Arnold *et al.*, 1998; Neitsch *et al.*, 2010), pois é um modelo que permite integrar parâmetros relativos à qualidade da água, hidrologia, clima, sedimentos, temperatura, uso do solo, crescimento das plantas, nutrientes, pesticidas e gestão do uso do solo agrícola, e dessa forma, inferir sobre o balanço hidrológico das várias bacias (Nunes, 2007) (Figura 4.1).



Figura 4.1 - Estrutura do modelo hidrológico SWAT.

Este modelo foi construído com o intuito de analisar o impacto de ações humanas em processos hidrológicos e químicos que ocorrem nas bacias hidrográficas (Neitsch *et al.*, 2010). O SWAT foi elaborado para ser aplicado a uma bacia hidrográfica completa, contudo, admite a conceção de sub-bacias com o objetivo de aperfeiçoar os parâmetros e a resolução espacial (Nunes, 2007).

O SWAT permite simular um vasto número de cenários e, com base neles, estimar funções de custo de abatimento na poluição das atividades agrícolas sustentadas numa adoção gradual de boas práticas agrícolas, nas correspondentes exportações de AID e nas estimativas associadas dos rendimentos agrícolas (Roebeling *et al.*, 2012).

A informação alfanumérica que sustentou à aplicação do ArcGIS-SWAT presenteou cartografia diversa, nomeadamente a topografia; o uso do solo (CLC, 2006; COS, 2007); a cobertura vegetal; os solos; os dados meteorológicos (temperatura, precipitação, radiação solar; humidade relativa e velocidade do vento) e hidrológicos (caudal, escoamento, níveis, entre outros) bem como os valores de qualidade da água (pH, O₂, condutividade, N, P, entre outros) (Nunes *et al.*, 2008).

A informação inserida no SWAT para a respetiva modelação é referente aos anos de 2001 até 2010, sendo que os resultados obtidos pelo mesmo são relativos só ao período entre 2002 e 2009. Isto deve-se ao facto de os valores referentes aos anos de 2001 e de 2010 serem incompletos, pois o desenvolvimento de uma cultura não está compreendido entre um ano civil mas sim um ano agrícola.

4.1. Produção Agrícola

Tal como dito anteriormente, o SWAT incorpora vários parâmetros. O crescimento das plantas, através do modelo EPIC, é um dos parâmetros que simula as mudanças temporais das plantas e resíduos, tais como a altura da planta, a profundidade da raiz e a biomassa produzida pelas plantas (Williams *et al.*, 1983). O SWAT prevê o impacto dos diferentes cenários, nomeadamente nas práticas agrícolas, as cargas de poluentes nas bacias hidrográficas agrícolas, entre outros (Srinivasan *et al.*, 1994).

O crescimento real da planta pode ser inibido por tensões causadas pela temperatura (dependendo das culturas e da temperatura ótima para o crescimento), pela água (quando a evapotranspiração efetiva está aquém do potencial devido à falta de chuvas e / ou entradas de água no solo) e nutrientes (escassez de azoto e fósforo necessários ao solo). O modelo requer informações climáticas para estimar o índice de área foliar, produção de biomassa e produtividade agrícola em função do uso do solo e práticas agrícolas (Roebeling *et al.*, 2012).

Em relação às práticas agrícolas o modelo simula, para cada uso do solo, o tipo de vegetação e as operações associadas. Assim, no início deste estudo foi feito um levantamento das práticas agrícolas atuais, para cada cultura em estudo, e um calendário agrícola com as datas das operações associadas, nomeadamente para a mobilização do solo, a plantação, a irrigação, a aplicação de fertilizantes e a colheita, para depois ser inserido no modelo.

Quanto à cultura heterogénea, é importante referir que as simulações no SWAT foram concebidas através da reunião dos dados respetivos às culturas anteriormente identificadas, vinha, milho e batata.

4.2. Exportação da poluição da água

O SWAT considera que cada sub-bacia apresenta um único curso de água e que tem características climáticas e fisiográficas semelhantes. As sub-bacias são, por sua vez, divididas em Unidades de Resposta Hidrológica (HRU's – *Hydrological Response Units*), sendo definidas dentro das sub-bacias como uma área com o mesmo declive, o mesmo tipo de solo, e o mesmo uso de solo. Estas HRU são homogéneas no que respeita ao crescimento vegetal, escoamento e erosão do solo (Nunes *et al.*, 2008; Beven, 2000). Neste estudo dividiu-se a BHRC em 282 HRU's.

O modelo representa os ciclos de azoto e de fósforo, (através dos dados de entrada, da precipitação, da adubação e da decomposição do coberto vegetal), com as exportações correspondentes (nas formas de orgânico e inorgânico dissolvido) dependentes da água e saídas de sedimento (solo de superfície, lateral e base) de cada HRU (Arnold *et al.*, 1998; Neitsch *et al.*, 2010). Os poluentes, por conseguinte, são transportados a partir de cada HRU para a rede de fluxo. O fluxo cinético de nutrientes está adaptado a partir do modelo QUAL-2E (Brown *et al.*, 1987), e incluem as perdas para a deposição e produção primária.

4.3. Rendimento Agrícola

Para cada cultura em estudo foi necessário obter informação sobre o uso de máquinas (horas/ha; €/ha), mão-de-obra (horas/ha; €/ha), entradas (unidades/ha; €/ha), e produção (t/ha; €/ha). Através de uma descrição pormenorizada destas práticas

agrícolas para cada cultura, foi possível obter os custos inerentes à produção de cada cultura (t/ha) e o respetivo valor de produção (€/t/ha). Foram utilizados preços de entradas e saídas, custos de mão-de-obra e custos de maquinaria, relativos ao ano de 2007. Todas as entradas de fertilizantes e preços dos produtos finais (INE-EA, 2010) são transferidos para o ano base 2007, usando o deflator do PIB para Portugal (*World Bank*, 2010). Por sua vez, as estimativas do rendimento agrícola (m€) são obtidas utilizando as áreas subsequentes a cada cultura (ha) (CLC, 2006) e o valor estimado da margem bruta (€/ha) (a margem bruta é calculada, subtraindo o valor de produção aos custos totais de produção). No que respeita à cultura de vinha, os valores utilizados foram fundamentados por Sottomayor *et al.* (2011). Na cultura de milho seguiu-se o estudo de Coimbra (2010) e em relação à batata os valores foram baseados em Henriques e Carneiro (2002).

4.4. Custos de Abatimento

Através de várias simulações feitas no SWAT, diminuindo gradualmente a quantidade e respetivas aplicações de fertilizante azotado estimou-se a exportação de AID na água (D) e os rendimentos agrícolas (π), para cada uma das culturas em estudo. Por sua vez, a diminuição da exportação de AID, de fonte difusa, será confrontada com os custos decorrentes desta diminuição, para estimar os custos de abatimento da poluição da água, para cada uma das culturas (Roebeling *et al.*, 2012). Para este efeito, e seguindo Roebeling *et al.* (2009b), a taxa de melhoria da qualidade da água (1), contra o custo de abatimento da poluição da água (2), origina a função quadrática do custo de abatimento da poluição da água (3).

$$(1) \text{ WQI} = ([D]_{\text{Linha de base}} - [D]_{\text{Cenário}})$$

$$(2) \text{ WPAC} = ([\pi]_{\text{Linha de base}} - [\pi]_{\text{Cenário}})$$

$$(3) \text{ WPAC} = (\alpha_0 + \alpha_1 \text{WQI} + \alpha_2 \text{WQI}^2)$$

Em que WPAC é o custo de abatimento para a exportação da poluição da água (*water pollution abatement cost*), em m€/ano, WQI é a melhoria na qualidade da água (*water quality improvement*) em t de AID/ano, e em que α_0 , α_1 e α_2 são constantes, lineares e quadrática, respetivamente, da função de custo de abatimento da poluição da água. Esta equação mostra que: quando $\alpha_0 < 0$ há um benefício na adoção de boas práticas agrícolas, quando $\alpha_2 > 0$ existem benefícios em reduzir a poluição da água, os custos

marginais aumentam à medida que se reduz a poluição da água e quando $\alpha_1 < 0$ existe um *win-win* entre ambas as partes (social e económica) (Tietenberg *et al.*, 2009).

No próximo capítulo serão apresentados os resultados referentes às práticas agrícolas atuais (cenário base) e às boas práticas agrícolas, no que respeita à quantidade de azoto exportado, bem como o valor da produção, para cada cenário simulado. Será apresentado também os custos de abatimento para a diminuição da poluição da água, de origem difusa.

Capítulo 5 – Apresentação e Discussão dos Resultados

Este quinto capítulo apresenta os resultados obtidos ao longo de todo o trabalho de modelação. Neste sentido, e de forma a realizar uma apresentação dos resultados mais clara e objetiva, este capítulo está dividido em três secções. Inicialmente são apresentados os resultados do cenário base emitido no SWAT e a comparação com os dados retidos da bibliografia consultada. Na secção 5.2 será feita uma comparação dos custos de abatimento entre as diferentes práticas agrícolas, das culturas em estudo. Finalmente na secção 5.3 são apresentadas as funções de custo de abatimento para a poluição da água, relativas a cada cultura e cada forma de aplicação de azoto.

Os resultados seguidamente apresentados correspondem às três culturas predominantes na BHRC, nomeadamente as culturas permanentes (100% vinha), culturas anuais (100% milho) e culturas heterogéneas (20% vinha, 10% milho, 15% batata, 10 % aveia e 45 % pastagem).

5.1. Resultados do cenário base

O cenário base, ou seja, cenário em que é aplicado 100% de azoto na respetiva cultura, em apenas uma aplicação, apresenta os seguintes resultados, de acordo com a simulação feita no SWAT (Tabela 5.1).

Tabela 5.1 - Resultados do cenário base, atuais práticas agrícolas com 100% de aplicação de azoto, para a vinha, milho e cultura heterogénea.

Fontes		Área (ha)	Fertilizante - Azoto aplicado (kg/ha/ano)	Fertilizante - Azoto aplicado (t/ano)	Produção obtida (1000t/ano)	AID exportado (t AID/ano)	Rendimento agrícola (m€/ano)
Poluição difusa	Vinha	7.620	84	632	92,3	95,5	7,5
	Milho	1.689	225	380	10,6	17,2	0,9
	Cultura heterogénea	4.648	107	497	20,3*	47,2	3,5
	Total	13.956	108	1.510	-	159,9	11,9
Outros		40.314	-	-	-	276,9	-
TOTAL		54.270	108	1.510	-	436,8	11,9

Nota: * A produção da cultura heterogénea é obtida através da média ponderada da produção de vinha, milho e batata.

A cultura de vinha é a cultura mais abundante na BHRC, com uma produção de 92.300 t numa área de 7.620 ha, comparando com a cultura de milho e a cultura heterogénea (Tabela 5.1).

Em relação à quantidade de azoto aplicado, a cultura de milho destaca-se pela grande quantidade de fertilização (225 kg N/ha), comparado com a cultura de vinha (83 kg N/ha) e a cultura heterogénea (107 kg N/ha). Contudo a nível da BHRC a vinha é a cultura que aplica maiores quantidades de azoto na BHRC (632 t/ano), seguido da cultura heterogénea (497 t/ano) e por último o milho (380 t/ano).

A exportação total de AID de fonte difusa é de aproximadamente 160 t AID/ano. A vinha apesar de ser a cultura que aplica menos azoto por hectare, é a cultura que contribui com mais azoto na BHRC, exportando 96 t/ano (42%), comparando com o milho que exporta aproximadamente 17 t/ano (25%) e a cultura heterogénea exporta aproximadamente 47 t/ano (33%).

A cultura de vinha é a cultura que ostenta rendimentos mais elevados (-7,5 m€/ano), comparando com o milho (0,9 m€/ano) e cultura heterogénea (3,5 m€/ano).

Comparando os valores obtidos de azoto com os valores descritos na Tabela 3.5 por Oliveira *et al.* (2012), os resultados são semelhantes, já que o valor de AID exportado para poluição difusa resultante do SWAT é de 159,9 t AID/ano e o valor resultante de Oliveira *et al.* (2012) é de 122,5 t N-Total/ano. Verifica-se também que a quantidade de azoto exportado na BHRC é de 436,8 t AID/ano e o valor adquirido em Oliveira *et al.* (2012) é de 347,3 t N-Total/ano. Esta discrepância de valores pode ser devido a Oliveira *et al.* (2012) ter determinado a carga de azoto proveniente de poluição difusa através de um método em que a carga poluente total afluente a uma secção de referência é obtida pela multiplicação das cargas unitárias pelas áreas parciais de cada categoria de solo, na área em estudo. E para obter esses valores Oliveira *et al.* (2012) utilizou dados das CLC (2000) (enquanto que neste estudo se utilizaram cartas CLC de 2006) para determinar a área das culturas e os dados relativos às taxas de exportação de azoto utilizou dados referentes aos anos 1986, 1994 e 1999.

5.2. Impactos na adoção de BPA's para as principais culturas na BHRC

Nas próximas secções serão apresentados os resultados obtidos pelo SWAT, nomeadamente a produção obtida (1000 t/ano), o AID exportado (t AID/ano) e o rendimento agrícola (m€/ano), para as diferentes práticas agrícolas (com uma taxa de

aplicação de azoto de 100% a 20%, em passos de 20%) e para as respetivas culturas em estudo.

5.2.1. Vinha

Na tabela seguinte podemos observar os resultados provenientes das simulações feitas no SWAT para a cultura da vinha nas diferentes práticas e taxas de aplicação de azoto, APA, BP1 e BP2 (taxas de 100% a 20%).

Tabela 5.2 - Comparação da produção de vinha, rendimento agrícola e AID exportado, para as diferentes práticas agrícolas (APA, BP1 e BP2) e para as diferentes taxas de azoto aplicado (100% a 20% em passos de 20%).

Taxa de azoto aplicado	100%	80%	60%	40%	20%
APA:					
Produção (1000t/ano)	92,3	87,5	79,8	69,8	54,2
AID exportado (t AID/ano)	95,5	74,0	53,3	32,8	14,9
Rendimento agrícola (m€/ano)	7,5	5,8	2,9	-0,9	-6,9
BP1:					
Produção (1000t/ano)	102,6	98,5	92,1	80,3	61,7
AID exportado (t AID/ano)	75,6	55,3	38,6	24,1	10,9
Rendimento agrícola (m€/ano)	11,5	10,1	7,8	3,2	-4,1
BP2:					
Produção (1000t/ano)	107,2	101,3	92,1	80,7	62,6
AID exportado (t AID/ano)	77,2	53,5	33,7	20,4	9,3
Rendimento agrícola (m€/ano)	13,1	10,9	7,5	3,0	-4,1

Verifica-se que para as atuais práticas agrícolas (APA's), a produção é de 92.300 t/ano para 100% de aplicação de azoto e para uma área de cultivo de 7.620 ha. À medida que se diminui a quantidade de azoto a aplicar a produção diminui, sendo que aos 80% de azoto aplicado a produção diminui 5% (87.510 t/ano) e aos 20% de azoto aplicado a produção diminui 38% (54.230 t/ano), relativamente à produção inicial. Quanto ao AID exportado na cultura de vinha verifica-se que a exportação é de aproximadamente 96 t AID/ano para 100% de aplicação de azoto. À medida que se diminui o azoto aplicado a quantidade de AID exportado também diminui – aos 80% exporta-se -22% (74 t AID/ano) e aos 20% exporta-se aproximadamente 15 t/ano AID (-80%). O rendimento agrícola é de aproximadamente 8 m€/ ano para 100% de aplicação de azoto, diminuindo à medida que se diminui a taxa de aplicação, sendo que aos 80% apresenta um rendimento agrícola de 6 m€/ano (uma quebra de 22%) e aproximadamente à taxa

de 40% a cultura de uvas apresenta um prejuízo de aproximadamente 1 m€/ano, aumentando ainda mais à taxa de 20% de aplicação de azoto (-7 m€/ano, 220%).

Em relação a aplicação de azoto fracionada (BP1), a produção de uvas é de 102.640 t/ano para a taxa de 100% de azoto aplicado e para a mesma área de cultivo (7.620 ha). À medida que se diminui a quantidade de azoto aplicado, a produção de uvas diminui, apresentando uma quebra de 4% à taxa de 80% (98.530 t/ano) e aos 20% de aplicação diminui a produção em 37% (61.740 t/ano). Quanto à quantidade de AID exportado na cultura de vinha a 100% de aplicação de azoto, observa-se que é exportado 76 t/ano AID. Nota-se que ao diminuir a taxa de aplicação de azoto a quantidade de azoto exportado também diminui, apresentando à taxa de 80% 55 t AID/ano exportado (-27%) e na aplicação de 20% de azoto é de 11 t AID/ano (-80%). Relativamente ao rendimento agrícola, verifica-se que aplicando 100% de azoto o rendimento é de 12 m€/ano, diminuindo à medida que se diminui a quantidade de azoto a aplicar na cultura de uvas, sendo que pouco abaixo da taxa de 40% de aplicação de azoto a produção de vinha apresenta um prejuízo de 4 m€/ano (à taxa de 20% tem uma quebra de 140%).

Analisando os resultados obtidos na aplicação de azoto de libertação lenta (BP2), verifica-se uma produção, a 100% de aplicação de azoto e para a mesma área de cultivo (7.620 ha), de 107.200 t/ano. Nesta prática agrícola existe um decréscimo mais acentuado na produção de uvas, sendo que aos 80% de azoto aplicado a produção é de 101.330 t/ano (-5%) e aos 20% apresenta uma produção de 62.590 t/ano (-38%). Em relação ao AID exportado, a quantidade exportada na aplicação de 100% é cerca de 77 t AID. Verifica-se que à medida que se diminui a quantidade de azoto a aplicar no solo a quantidade de AID exportado é menor, verificando que na taxa de 80% a exportação de azoto diminui cerca de 31% (54 t AID/ano) e aos 20% de aplicação diminui a exportação cerca de 83% (9 t AID/ano). O rendimento agrícola na prática de libertação lenta de azoto é mais elevado, comparativamente com as outras práticas, apresentando aos 100% um rendimento de 13 m€/ano. À medida que se diminui a aplicação de azoto o rendimento agrícola diminui moderadamente, apresentando um rendimento de 11 m€/ano na taxa de 80% (quebra de 16%) e na taxa mais baixa de

aplicação de azoto a produção de vinha apresenta um prejuízo de 4 m€/ano (137% de diminuição).

Na figura seguinte pode-se observar o comportamento da produção de uvas, a quantidade de AID exportado e ainda o rendimento agrícola, à medida que se diminui a quantidade de AID aplicado (100% a 20%).

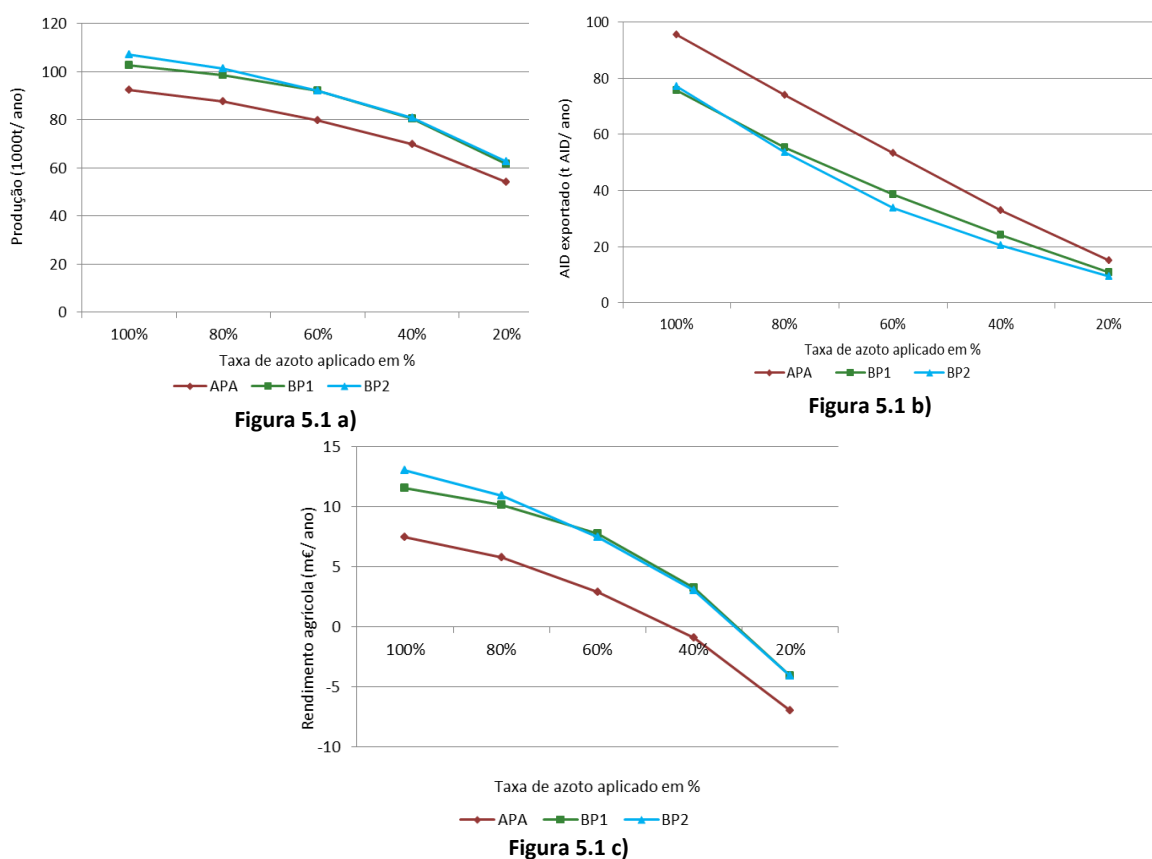


Figura 5.1 - Comparação da produção obtida, AID exportado e rendimento agrícola para a cultura de vinha, nas diferentes práticas agrícolas (APA, BP1, BP2) e para as diferentes taxas de azoto aplicado (100% a 20% em passos de 20%).

De acordo com o gráfico da Figura 5.1 a), podemos verificar que as APA's apresentam uma produção mais baixa, comparativamente com as práticas agrícolas de aplicação de azoto fracionado (BP1) e de libertação lenta (BP2). Até aos 60% de aplicação de azoto, a libertação lenta de azoto apresenta uma maior produção, comparando com APA e BP1. A partir dos 60% é indiferente a utilização de BP1's ou BP2's, já que apresentam produções muito semelhantes.

Observando o gráfico de AID exportado (Figura 5.1 b)), verifica-se que as atuais práticas agrícolas apresentam valores de AID exportado mais elevados (96 t AID/ano à

taxa de 100% de aplicação de azoto), comparativamente com as BP1 e as BP2 (76 t AID/ano e 77 t AID/ano, respetivamente, à taxa de 100% de aplicação de azoto).

Relativamente ao rendimento agrícola (Figura 5.1 c)), pode-se constatar que até à taxa de 80% de aplicação de azoto, a aplicação de libertação lenta de azoto (BP2) apresenta valores mais elevados (11 m€/ano), comparativamente com a aplicação fracionada de azoto (10 m€/ano) e com as APA's (6 m€/ano). A partir da taxa de 60% de aplicação de azoto, o rendimento agrícola é igual para as boas práticas agrícolas (BP1 e BP2), apresentando prejuízos a partir da taxa de 30% (-4,1 m€/ano). Quanto às APA's, pouco antes da taxa de 40% de aplicação de azoto, a cultura de vinha apresenta prejuízos na ordem de 1 m€/ano. Assim, pode-se verificar que a aplicação única de azoto para a cultura da vinha é rentável, embora BP1 e BP2 sejam mais rentáveis.

5.2.2. Milho

Na tabela seguinte pode-se observar os resultados provenientes das simulações feitas no SWAT para a cultura do milho nas diferentes práticas agrícolas, APA, BP1 e BP2, e nas diferentes taxas de aplicação de azoto (100% a 20%).

Tabela 5.3 - Comparação da produção de milho, rendimento agrícola e AID exportado, para as diferentes práticas agrícolas (APA, BP1 e BP2) e para as diferentes taxas de azoto aplicado (100% a 20% em passos de 20%).

Taxa de azoto aplicado	100%	80%	60%	40%	20%
APA:					
Produção (1000t) /ano	10,6	9,7	8,2	5,9	3,5
AID exportado (t AID/ano)	17,2	11,6	7,2	3,9	1,4
Rendimento agrícola (m€/ano)	0,9	0,8	0,6	0,2	-0,2
BP1:					
Produção (1000t/ano)	11,4	10,3	8,6	6,4	3,7
AID exportado (t AID/ano)	15,8	10,8	6,7	3,5	1,1
Rendimento agrícola (m€/ano)	1,1	0,9	0,7	0,3	-0,2
BP2:					
Produção (1000t/ano)	11,6	10,2	8,4	6,2	3,6
AID exportado (t AID/ano)	15,6	10,9	7,1	3,9	1,4
Rendimento agrícola (m€/ano)	1,1	0,9	0,6	0,2	-0,3

Relativamente à produção de milho, verifica-se que para as atuais práticas agrícolas (APA's), a produção é de 10.550 t/ano para 100% de aplicação de azoto e para uma área de cultivo de 1.689 ha. À medida que se diminui a quantidade de azoto a aplicar a

produção diminui moderadamente, sendo que aos 80% de azoto aplicado a produção é de 9.680 t/ano (-8%) e aos 20% de azoto aplicado a produção diminui até 3.490 t/ano (-64%). Relativamente ao AID exportado na cultura de milho verifica-se que a exportação é de aproximadamente 17 t AID/ano para 100% de aplicação de azoto. À medida que se diminui o azoto aplicado a quantidade de AID exportado é inferior – aos 80% exporta-se 12 t AID/ano (-32%) e aos 20% 1 t AID/ano (-89%). O rendimento agrícola é de aproximadamente 1 m€/ano para 100% de aplicação de azoto, diminuindo à medida que se diminui a aplicação de azoto, apresentando aos 80% um rendimento de 0,81 m€/ano (-9%) e aos 20% de aplicação de azoto a produção de milho apresenta um prejuízo de 0,23 m€/ano (128% de quebra).

Em relação a aplicação de azoto fracionada (BP1), a produção de milho é de 11.380 t/ano para a taxa de 100% de azoto aplicado e para a mesma área de cultivo (1.689 ha). À medida que se diminui a quantidade de azoto aplicado, a produção de milho diminui, apresentando uma produção de 10.310 t/ano à taxa de 80% (-9%) e aos 20% diminui para uma produção de 3.670 t/ano (-64%). Quanto à quantidade de AID exportado na cultura de milho a 100% de aplicação de azoto, observa-se que é exportado 16 t/ano AID. Nota-se que ao diminuir a taxa de aplicação de azoto a quantidade de azoto exportado diminui moderadamente, apresentando à taxa de 80% 11 t AID/ano exportado (-32%) e na aplicação de 20% de azoto é de 1 t AID exportado/ano (-89%). Relativamente ao rendimento agrícola, verifica-se que aplicando 100% de azoto o rendimento é de 1 m€/ano, diminuindo à medida que se diminui a quantidade de azoto a aplicar na cultura de milho, sendo que pouco abaixo da taxa de 30% de aplicação de azoto a produção de milho apresenta um prejuízo de 0,2 m€/ano (quebra de 122% à taxa de 20%).

Analisando os resultados obtidos na aplicação de azoto de libertação lenta (BP2), verifica-se uma produção, a 100% de aplicação de azoto e para a mesma área de cultivo (1.689 ha), de 11.550 t/ano. A produção diminui à medida que se diminui a taxa de aplicação de azoto, sendo que aos 80% de azoto aplicado a produção é de 10.240 t/ano (-11%) e aos 20 % apresenta uma produção de 3.560 t/ano (-65%). Em relação ao AID exportado a quantidade de AID exportado na aplicação de 100% é cerca de 16 t AID/ano. Verifica-se que à medida que se diminui a quantidade de azoto a aplicar no

solo a quantidade de AID exportado é menor, verificando que na taxa de 80% a exportação é cerca de 11 t/ano AID (-30%) e aos 20% é exportado cerca de 1 t AID/ano (-87%). O rendimento agrícola na prática de libertação lenta de azoto apresenta um benefício de 1 m€/ano, verificando-se que à medida que diminuimos a aplicação de azoto o rendimento agrícola diminui moderadamente, apresentando um rendimento de 0,9 m€/ano à taxa de 80% (-17%) e na taxa mais baixa de aplicação de azoto a produção de milho apresenta um prejuízo de 0,3 m€/ano (uma quebra de 131% relativamente ao rendimento inicial).

Na figura seguinte podemos observar, de uma maneira mais intuitiva, o comportamento da produção de milho, a quantidade de AID exportado e ainda o rendimento agrícola, à medida que se diminui a quantidade de AID aplicado (100% a 20%).

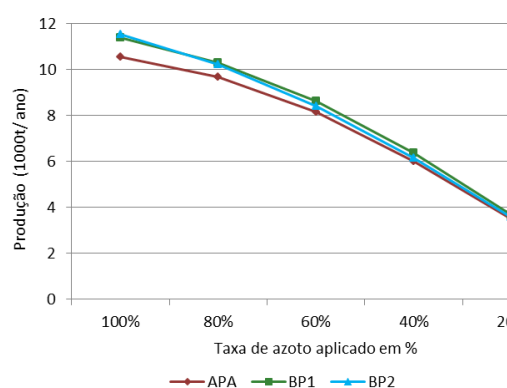


Figura 5.2 a)

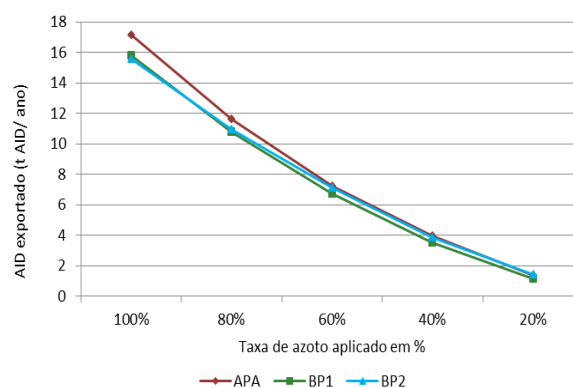


Figura 5.2 b)

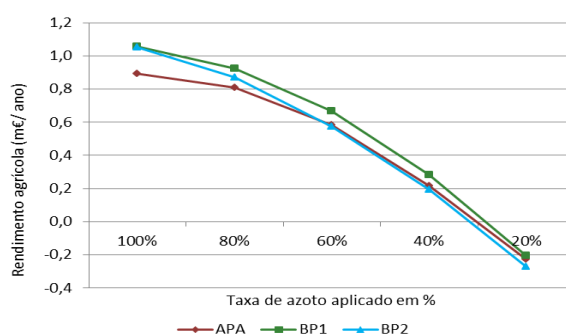


Figura 5.2 c)

Figura 5.2 - Comparação da produção obtida, AID exportado e rendimento agrícola, na cultura de milho, nas diferentes práticas agrícolas (APA, BP1, BP2) e para as diferentes taxas de azoto aplicado (100% a 20% em passos de 20%).

Através da Figura 5.2 a), podemos verificar que a utilização de boas práticas agrícolas (BP1 e BP2) apresenta uma maior produção (até à taxa 60% de aplicação de azoto), 11.380 t/ano e 11.550 t/ano, respetivamente, comparativamente com as atuais

práticas agrícolas, 10.550 t. Abaixo da taxa de 60% a produção diminui igualmente para as três práticas agrícolas.

Relativamente ao AID exportado (Figura 5.2 b)), verifica-se que as atuais práticas agrícolas exportam uma maior quantidade de AID (17,2 t AID/ano para a taxa de 100%), seguida das BP1 (15,8 t AID/ano para a taxa de 100%) e por último as BP2 (15,6 t AID/ano para a taxa de 100%). Contudo a partir da taxa de 60% de aplicação de azoto a quantidade de AID exportado é muito semelhante nas três práticas agrícolas.

No gráfico da Figura 5.2 c), pode-se constatar que o rendimento agrícola é sempre mais elevada na utilização de adubo fracionado, comparativamente com as APA's e o adubo de libertação lenta, aumentando a sua margem de lucro entre as taxas de 80% e 40% de aplicação de azoto. A partir da taxa de 60% de aplicação de azoto de libertação lenta (BP2) o rendimento agrícola diminui, ficando mais baixa que o rendimento agrícola referente a práticas agrícolas atuais. Aproximadamente à taxa de 30% de aplicação de azoto a cultura de milho é insustentável, apresentando prejuízos na respetiva produção.

5.2.3. Cultura heterogénea

Na tabela seguinte pode-se observar os resultados provenientes das simulações feitas no SWAT, nomeadamente a produção obtida (1000 t/ano), o rendimento agrícola (m€/ano) e o AID exportado (t AID/ano), para a cultura heterogénea nas diferentes práticas agrícolas, APA, BP1 e BP2, e nas diferentes taxas de aplicação de azoto (100% a 20%, em quantidades de 20%).

Na cultura heterogénea a produção obtida (1000 t/ano) é calculada através de uma média ponderada das três culturas, ou seja, é determinada através do somatório da produção obtida de milho, vinha e batata, a multiplicar pela área de cada cultura e a dividir pela área das três culturas. Relativamente ao rendimento agrícola (m€/ano), este é determinado da mesma forma que as outras culturas, tendo em atenção que o valor de produção e os custos totais são calculados por uma média ponderada dos valores de produção e custos totais, respetivamente, das culturas de milho, batata e vinha. Os valores de AID (t AID/ano), exportado da cultura heterogénea são provenientes diretamente do modelo SWAT, tal e qual como o das outras culturas.

Tabela 5.4 - Comparação da produção de cultura heterogénea, rendimento agrícola e AID exportado, para as diferentes práticas agrícolas (APA, BP1 e BP2) e para as diferentes taxas de azoto aplicado (100% a 20% em passos de 20%).

Taxa de azoto aplicado	100%	80%	60%	40%	20%
APA:					
Produção (1000t/ano) *	20,3	18,9	16,8	14,2	10,6
AID exportado (t AID/ano)	47,2	35,4	24,7	14,9	6,4
Rendimento agrícola (m€/ano)	3,5	2,5	0,9	-1,1	-3,9
BP1:					
Produção (1000t/ano) *	21,8	20,6	18,8	15,9	11,6
AID exportado (t AID/ano)	35,8	25,7	17,4	10,2	4,2
Rendimento agrícola (m€/ano)	4,8	3,9	2,6	0,3	-3,1
BP2:					
Produção (1000t/ano) *	22,4	20,7	18,6	15,7	11,7
AID exportado (t AID/ano)	34,9	24,5	15,7	9,1	3,8
Rendimento agrícola (m€/ano)	5,2	3,9	2,3	0,1	-3,1

Nota: * A produção da cultura heterogénea é obtida através da média ponderada da produção de vinha, milho e batata.

Verifica-se que para as APA's, a produção de cultura heterogénea é de 20.320 t/ano para 100% de aplicação de azoto e para uma área de cultivo de 4.648 ha. À medida que se diminui a quantidade de azoto a aplicar a produção diminui, sendo que aos 80% de azoto aplicado a produção é de 18.850 t/ano (-7%) e aos 20% de azoto aplicado a produção diminui até 10.550 t/ano (-44%). Relativamente ao AID exportado na cultura de milho verifica-se que a exportação é de aproximadamente 46 t AID para 100% de aplicação de azoto. À medida que se diminui o azoto aplicado a quantidade de AID exportado é inferior – aos 80% exporta-se 35 t AID/ano (-25%) e aos 20% 6 t AID/ano (-82%). O rendimento agrícola é de 3 m€/ano para 100% de aplicação de azoto, diminuindo para 2 m€/ano à taxa de 80% de aplicação de azoto (-29%). Os níveis de aplicação de azoto iguais ou inferiores a 40% de aplicação de azoto resultam num rendimento agrícola inferior ao rendimento inicial, apresentando um prejuízo de 4 m€/ano à taxa de 20% de aplicação de azoto.

Em relação a aplicação de azoto fracionada (BP1), a produção de cultura heterogénea é de 21.840 t/ano para a taxa de 100% de azoto aplicado e para a mesma área de cultivo (4.648 ha). Mais uma vez, à medida que se diminui a quantidade de azoto aplicado, a produção de cultura heterogénea diminui, apresentando uma produção de 20.620 t/ano à taxa de 80% (-6%) e aos 20% diminui para uma produção de 11.600

t/ano (-44%). Quanto à quantidade de AID exportado nesta cultura a 100% de aplicação de azoto, observa-se que é exportado 36 t AID/ano. Nota-se que ao diminuir a taxa de aplicação de azoto a quantidade de azoto exportado também diminui, apresentando à taxa de 80% 26 t AID exportado/ano (-28%) e na aplicação de 20% de azoto é de 4 t AID exportado/ano (-84%). Relativamente ao rendimento agrícola, verifica-se que aplicando 100% de azoto ao rendimento é de 5 m€/ano, diminuindo à medida que se diminui a quantidade de azoto a aplicar na respetiva cultura. Para a taxa de 80 % de aplicação de azoto ao rendimento agrícola diminui cerca de 17% e na taxa mínima de aplicação de azoto (20%) a produção de milho apresenta um prejuízo de 3 m€/ano.

Na aplicação de azoto de libertação lenta (BP2) verifica-se uma produção, a 100% de aplicação de azoto e para a mesma área de cultivo (4.648 ha), de 22.400 t/ano. Nesta prática agrícola a produção obtida (à taxa de 100%) é mais elevada, comparativamente com as outras práticas. Ao longo da diminuição de azoto aplicado a produção diminui, sendo que aos 80% de azoto aplicado a produção é de 20.730 t/ano (-7%) e aos 20 % apresenta uma produção de 11.710 t/ano (-44%). Em relação à exportação de AID verifica-se para a taxa de 100% de azoto aplicado cerca de 35 t/ano AID. À semelhança das outras práticas, à medida que se diminui a quantidade de azoto a aplicar no solo a quantidade de AID exportado é menor, verificando-se que na taxa de 80% a exportação é cerca de 25 t AID/ano (-30%) e aos 20% é exportado cerca de 4 t AID/ano (-85%). Relativamente ao rendimento agrícola pode-se verificar que apresenta um lucro de aproximadamente 5 m€/ano na aplicação de 100% de azoto aplicado, diminuindo o rendimento à medida que se diminui a quantidade de azoto aplicado, apresentando aos 80% um rendimento agrícola de 4 m€/ano (-23%) e na taxa mínima de aplicação de azoto a produção de cultura heterogénea apresenta um prejuízo de aproximadamente 3 m€/ano.

Na figura seguinte podemos observar graficamente, o comportamento da produção de cultura heterogénea, a quantidade de AID exportado e ainda o rendimento agrícola, à medida que se diminui a quantidade de AID aplicado (100% a 20%).

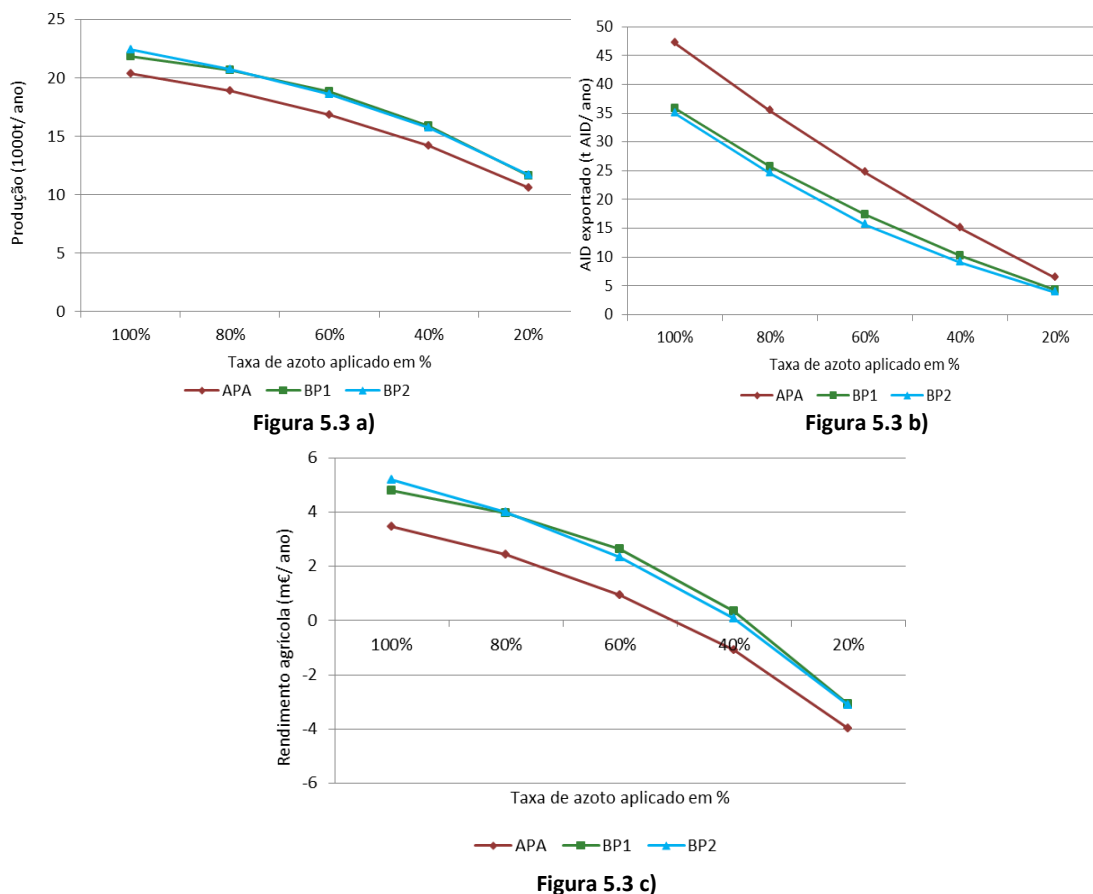


Figura 5.3 - Comparação da produção obtida, AID exportado e rendimento agrícola, na cultura heterogénea, nas diferentes práticas agrícolas (APA, BP1, BP2) e para as diferentes taxas de azoto aplicado (100% a 20% em passos de 20%).

O gráfico da Figura 5.3 a), mostra que a produção de cultura heterogénea é maior na utilização de boas práticas agrícolas (BP1 e BP2), comparando com as APA's. É também observável que a aplicação lenta de azoto favorece o aumento de produção até aos 80% de aplicação de azoto, apresentando uma maior produção e rendimento agrícola, comparativamente às outras práticas em estudo.

No que respeita à exportação de AID (Figura 5.3 b)), verifica-se que as atuais práticas agrícolas exportam uma maior quantidade de AID (47 t AID/ano para a taxa de 100%), seguida das BP1 (36 t AID/ano para a taxa de 100%) e por último as BP2 (35 t AID/ano para a taxa de 100%).

Por último, no gráfico da Figura 5.3 c), pode-se notar que aos 100% de aplicação de azoto, as BP2 apresenta valores mais elevados (5,2 m€/ano), comparativamente às APA's (3,5 m€/ano) e às BP1's (4,8 m€/ano). Ainda no mesmo gráfico, verifica-se que as APA's abaixo da taxa de 50% de aplicação de azoto originam prejuízos entre 1 m€/ano e 4 m€/ano. Quanto às boas práticas agrícolas (BP1 e BP2) apresentam

prejuízos pouco depois da taxa de 40% de aplicação de azoto (aproximadamente 3 m€/ano).

Seguidamente serão analisados os resultados provenientes do SWAT, para as respetivas práticas agrícolas em estudo, comparando qual a melhor prática agrícola a utilizar em cada cultura.

5.3. Funções de custo de abatimento para os diferentes usos do solo na BHRC

De acordo com os resultados obtidos pelo SWAT, foi possível determinar as funções de custo de abatimento para as respetivas culturas em estudo (vinha, milho e cultura heterogénea), nas diferentes práticas de aplicação de azoto (Aplicação única de azoto, aplicação fracionada de azoto e aplicação de adubo de libertação lenta). Seguidamente são apresentadas as respetivas funções de custo de abatimento, para cada cultura e de acordo com as distintas práticas de aplicação de azoto.

5.3.1. Vinha

Relativamente à cultura da vinha foram, com base na Equação 3 (Capítulo 4.4), estimadas as seguintes funções:

Aplicação única de azoto:

$$WPAC = 0,0241WQI + 0,0019WQI^2$$

Aplicação fracionada de azoto:

$$WPAC = -0,401 - 0,2656WQI + 0,0048WQI^2$$

Aplicação de adubo de libertação lenta:

$$WPAC = -2,5579 - 0,231WQI + 0,0045WQI^2$$

Em que WPAC é o custo de abatimento para a exportação da poluição da água em m€/ano e WQI é a melhoria na qualidade da água em t de AID/ano.

Analisando as funções anteriores, podemos verificar que estas apresentam os sinais esperados, de acordo com Roebeling *et al.* (2012). Para as atuais práticas agrícolas verifica-se o chamado *win-lose*, ou seja, a melhoria na qualidade da água apresenta

ganhos sociais mas também custos privados ($\alpha_1 > 0$). Nesta prática agrícola existe um benefício de melhorar a qualidade da água para a sociedade (benefício social), mas os agricultores perdem com a diminuição da aplicação de azoto (custos privados).

Quanto às boas práticas agrícolas (BP1 e BP2), estas apresentam um $\alpha_0 < 0$, o que significa que a adoção de boas práticas agrícolas apresenta benefícios, sociais e económicos. O sinal de α_1 é negativo ($\alpha_1 < 0$), verificando-se o chamado *win-win*, ou seja, obtém-se ganhos sociais em melhorar a qualidade da água e um benefícios privados (relacionado com a diminuição das despesas em fertilizantes e/ou com o aumento da produtividade), até uma taxa de 60% de aplicação de azoto (Tabela 5.2).

Relativamente ao sinal de α_2 também é o sinal esperado ($\alpha_2 > 0$), já que os custos, para qualquer prática agrícola em estudo, aumentam de forma quadrática à medida que se diminui a exportação de AID (Figura 5.4).

Na próxima figura pode-se observar os custos de abatimento para a exportação da poluição da água, na cultura da vinha, para as diferentes práticas, aplicação única de azoto, aplicação fracionada de azoto e libertação lenta de azoto.

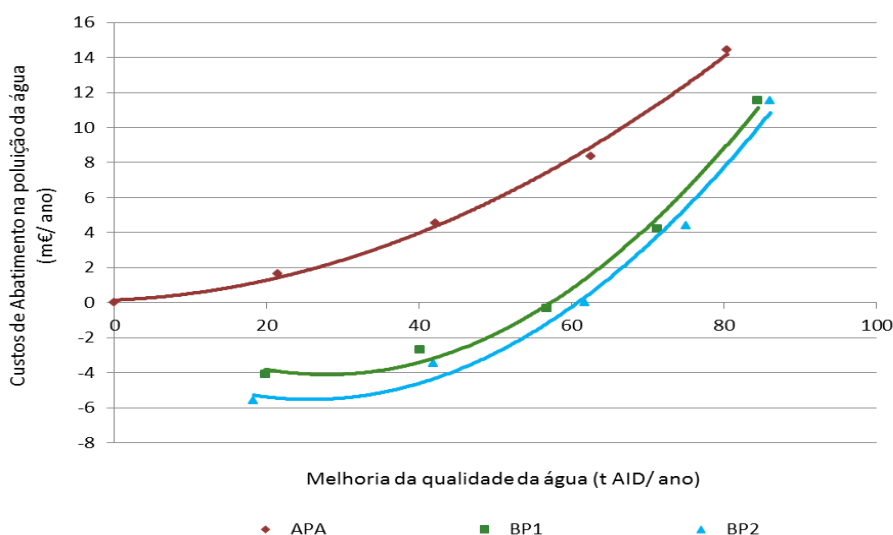


Figura 5.4 - Custos de abatimento na poluição da água na cultura de vinha, para as distintas práticas agrícolas (APA, BP1 e BP2).

As APA's apresentam um custo de abatimento muito mais elevado, comparativamente com as restantes práticas agrícolas (BP1 e BP2). Além disso, diminuir a exportação de AID nas APA's tem sempre um aumento dos custos de abatimento significativos.

Comparando APA, BP1 e BP2 verifica-se que as APA's apresentam custos de abatimento muito superiores aos que foram identificados nas BP1's e BP2's, já que reduzindo 20 t AID/ano tem um custo de abatimento de aproximadamente 2 m€/ano para as APA's, para as BP1's tem um benefício de 4 m€/ano e para as BP2's apresenta um benefício de aproximadamente 6 m€/ano.

Os custos de abatimento nas BP1's só existem a partir da redução de AID em aproximadamente 57 t AID/ano. Logo até à redução de 57 t AID/ano só existem benefícios (económicos e ambientais). Até à redução de aproximadamente 75 t AID/ano existem custos de abatimento (5 m€/ano), mas ainda é possível adquirir benefício na produção de vinha (cerca de 3 m€/ano).

Relativamente às BP2's os custos de abatimento são positivos a partir da redução de azoto em 62 t AID/ano. Então até esta redução de AID exportado só existem benefícios (económicos e ambientais). Se a redução for até 75 t AID/ano já existem custos de abatimento (4 m€/ano), mas a produção de vinha continua a ser rentável (3m €/ano).

Comparando as BP1's e as BP2's verifica-se que a evolução do custo de abatimento é semelhante, no entanto as BP2's apresentam sempre custos de abatimento inferiores aos custos de abatimento das BP1's (para a mesma redução de AID exportado).

5.3.2. Milho

Seguidamente estimam-se as funções de custo de abatimento para a cultura do milho, nas diferentes práticas de aplicação de azoto, com base na Equação 3 (Capítulo 4.4):

Aplicação única de azoto:

$$WPAC = -0,0262WQI + 0,006WQI^2$$

Aplicação fracionada de azoto:

$$WPAC = -0,1046 - 0,0411WQI + 0,0071WQI^2$$

Aplicação de adubo de libertação lenta:

$$WPAC = -0,1367 - 0,0183WQI + 0,0063WQI^2$$

Em que WPAC é o custo de abatimento para a exportação da poluição da água em m€/ano e WQI é a melhoria na qualidade da água em t de AID/ano.

As boas práticas agrícolas apresentam $\alpha_0 < 0$, o que significa que a adoção de boas práticas agrícolas resultam em benefícios.

Para a cultura de milho, todas as práticas agrícolas têm $\alpha_1 < 0$, ou seja, apresentam benefícios sociais mas também benefícios privados em melhorar a qualidade da água (*win-win*).

Quanto ao sinal de α_2 é o sinal esperado ($\alpha_2 > 0$), já que os custos, para qualquer prática agrícola em estudo, aumentam de forma quadrática à medida que se diminui a exportação de AID.

Na figura seguinte podemos observar os custos de abatimento para a exportação da poluição da água, na cultura do milho, para as diferentes práticas, aplicação única de azoto, aplicação fracionada de azoto e libertação lenta de azoto.

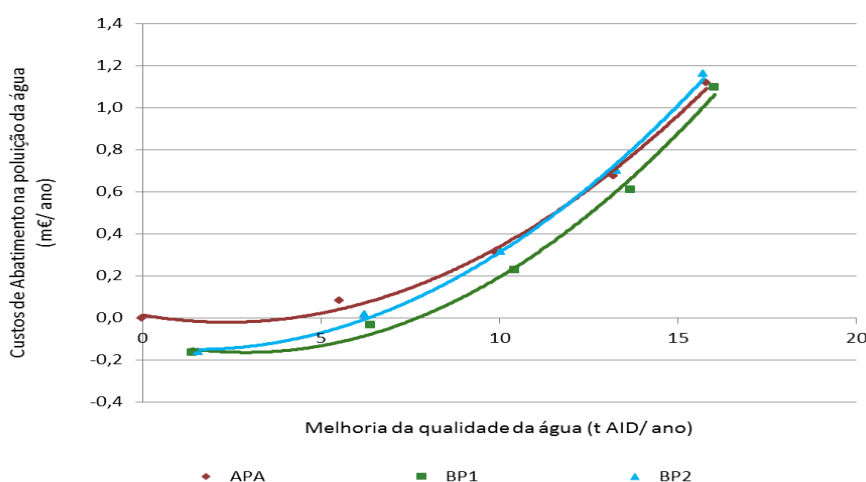


Figura 5.5 - Custos de abatimento na poluição da água na cultura de milho, para as distintas práticas agrícolas (APA, BP1 e BP2).

As APA's apresentam um custo de abatimento mais elevado até à redução de aproximadamente 12 t AID/ano, comparativamente com as restantes práticas agrícolas (BP1 e BP2). Além disso a diminuição da exportação de AID nas APA's tem sempre um aumento dos custos de abatimento significativo.

Comparando APA e BP1 verifica-se que as APA's apresentam custos de abatimento superiores aos custos de abatimento das BP1's. Para uma redução de AID exportado de aproximadamente 6 t AID/ano as APA's apresentam um custo de abatimento de

aproximadamente 1 m€/ano, já as BP1's não apresentam qualquer custo de abatimento para a mesma redução de AID exportado.

Comparando APA e BP2 observa-se que as APA's apresentam custos de abatimento superiores aos custos de abatimento das BP2's até à redução de aproximadamente 12 t AID/ano, (0,5 m€/ano) no qual a partir desta redução a utilização de BP2's têm custos de abatimento mais elevados comparativamente com os custos das APA's.

Os custos de abatimento nas BP1's só existem a partir da redução de AID em aproximadamente 10 t AID/ano, ou seja até à redução de 10 t AID/ano só existem benefícios em melhorar a qualidade da água (económicos e ambientais). Até à redução de aproximadamente 14 t AID/ano existem custos de abatimento (0,6 m€/ano), contudo a produção de milho ainda apresenta um rendimento positivo (0,3 m€/ano).

Quanto às BP2's, estas apresentam custos de abatimento a partir da redução de azoto de 6 t AID/ano. Até esta redução de AID exportado só existem benefícios em melhorar a qualidade da água (económicos e ambientais). Se a redução de AID exportado for de 13 t AID/ano já existem custos de abatimento (0,7 m€/ano), mas o rendimento agrícola na produção de milho continua a ser positiva (0,19 m €/ano).

Comparando as boas práticas agrícolas entre si (BP1's e as BP2's) verifica-se que os custos de abatimento são superiores nas BP2's e além disso as BP1's com o mesmo custo de abatimento reduzem mais a quantidade de AID exportado.

5.3.3. Cultura heterogénea

À semelhança da cultura de vinha e milho, seguidamente estimam-se as funções de custo de abatimento para a cultura heterogénea, nas diferentes práticas de aplicação de azoto, com base na Equação 3 (Capítulo 4.4):

Aplicação única de azoto:

$$WPAC = 0,0278WQI + 0,0037WQI^2$$

Aplicação fracionada de azoto:

$$WPAC = 0,7248 - 0,2759WQI + 0,0095WQI^2$$

Aplicação de adubo de libertação lenta:

$$WPAC = 0,0642 - 0,245WQI + 0,009WQI^2$$

Em que WPAC é o custo de abatimento para a exportação da poluição da água em m€/ano e WQI é a melhoria na qualidade da água em t de AID/ano.

O sinal de α_0 é positivo, logo a utilização de boas práticas agrícolas apresenta custos.

Relativamente aos sinais dos coeficientes, α_1 e α_2 , são os sinais esperados, de acordo com Roebeling *et al.* (2012). A utilização das atuais práticas agrícolas apresentam ganhos sociais mas também custos privados, $\alpha_1 > 0$ (*win-lose*). Contudo, em relação às BP1 e BP2 o sinal de α_1 é negativo ($\alpha_1 < 0$), ou seja estas práticas apresentam benefícios para ambas as partes (*win-win*), melhoria na qualidade da água e diminuição dos custos para o agricultor.

Quanto ao sinal de α_2 é também o sinal esperado ($\alpha_2 > 0$), já que os custos, para qualquer prática agrícola em estudo, aumentam de forma quadrática à medida que se diminui a quantidade de azoto aplicado (Figura 5.6).

Na próxima figura pode-se observar os custos de abatimento para a exportação da poluição da água, na cultura heterogénea, para as diferentes práticas, aplicação única de azoto, aplicação fracionada de azoto e libertação lenta de azoto.

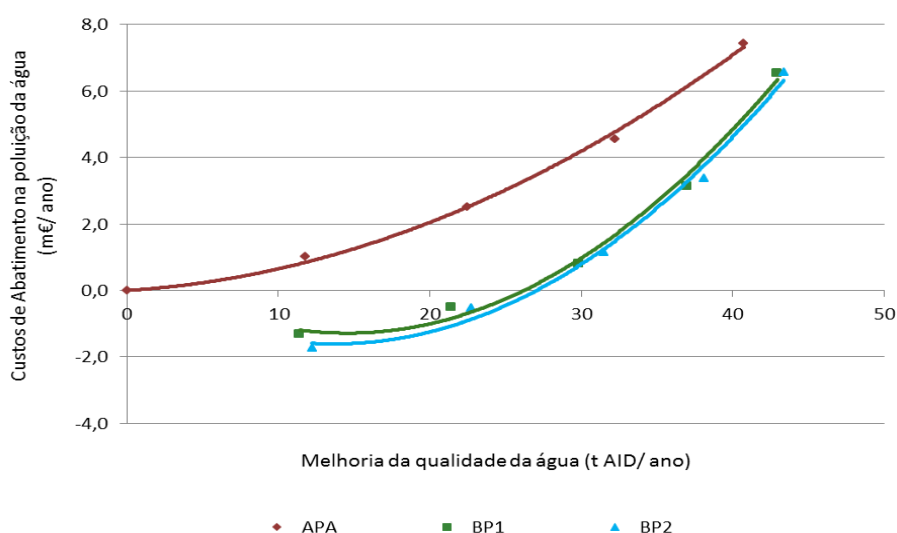


Figura 5.6 - Custos de abatimento na poluição da água na cultura heterogénea, para as distintas práticas agrícolas (APA, BP1 e BP2).

As APA's ostentam de um custo de abatimento muito mais elevado, comparativamente com as restantes práticas agrícolas (BP1 e BP2). Além disso, a

diminuição da exportação de AID nas APA's apresenta custos de abatimento significativos à medida que se reduz o azoto exportado.

Comparando as três práticas agrícolas verifica-se que as atuais práticas mostram custos de abatimento mais elevados comparativamente com as boas práticas agrícolas (BP1's e BP2's). Ao reduzir cerca de 12 t AID/ano tem um custo de abatimento de aproximadamente 1 m€/ano para as APA's e para as boas práticas agrícolas apresentam um benefício de aproximadamente 1 m€/ano.

Nas BP1's só existem custos de abatimento a partir da redução de AID em aproximadamente 28 t AID/ano. Portanto até à redução de 28 t AID/ano (a custo zero) só existem benefícios (económicos e ambientais) em aumentar a qualidade da água. Até à redução de aproximadamente 30 t AID/ano existem custos de abatimento (1 m€/ano), mas ainda é possível adquirir benefício na produção de cultura heterogénea (cerca de 1 m€/ano).

Relativamente às BP2's os custos de abatimento existem a partir da redução de azoto em 27 t AID/ano. Então até esta redução de AID exportado só existem benefícios em melhorar a qualidade da água (económicos e ambientais). Se a redução for até 30 t AID/ano já existem custos de abatimento (1 m€/ano), mas a produção de cultura heterogénea continua a ter um rendimento agrícola de 1m €/ano.

Comparando as BP1's e as BP2's verifica-se que a evolução do custo de abatimento é semelhante, apesar das BP2's apresentarem sempre custos de abatimento superiores aos custos de abatimento das BP1's (para a mesma redução de AID exportado).

5.3.4. Comparação das três culturas

Na próxima figura pode-se observar a comparação entre as três culturas em estudo, relativamente às atuais práticas agrícolas (APA), à aplicação fracionada de azoto (BP1) e à aplicação de azoto de libertação lenta (BP2).

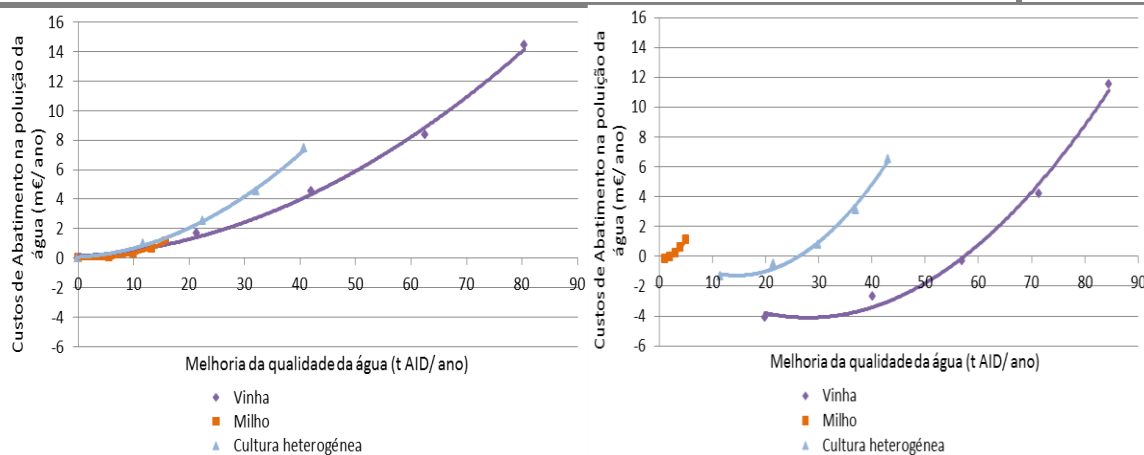


Figura 5.7 a) - APA

Figura 5.7 b) - BP1

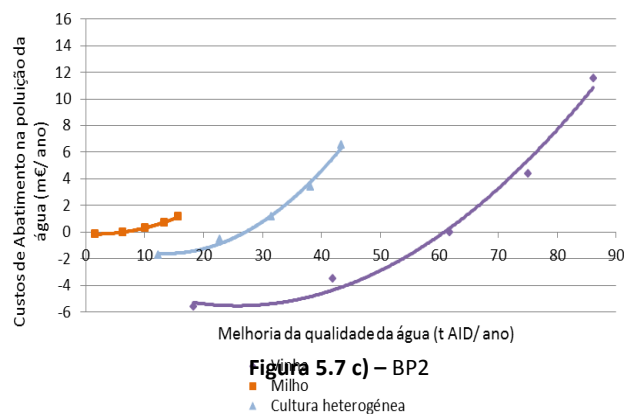


Figura 5.7 c) - BP2

Figura 5.7 - Custos de abatemento na poluição da água para as várias práticas agrícolas (APA, BP1 e BP2) e para as diferentes culturas (vinha, milho e cultura heterogénea).

Relativamente às APA's (Figura 5.7 a)) observa-se que a cultura de vinha e a cultura heterogénea apresentam benefícios sociais, mas custos privados na melhoria da qualidade da água (*win-lose*). Quanto à cultura do milho apresenta pequenos benefícios sociais e privados na redução de 5 t AID/ha/ano. Além disso até à redução de 19 t AID exportado/ano os custos de abatemento são semelhantes para as três culturas.

Em relação à aplicação fracionada de azoto (Figura 5.7 b)) pode-se observar que todas as culturas apresentam custos de abatemento negativos (ou seja *win-win*) até à taxa de 80% de aplicação de azoto, nomeadamente a vinha (-2,68 m€/ano), o milho (-0,03 m€/ano) e a cultura heterogénea (-0,50 m€/ano), sendo que para a taxa de 80% de aplicação de azoto a cultura de vinha reduz cerca de 40 t AID exportado/ano, o milho reduz 6 t AID exportado/ano e a cultura heterogénea reduz 21 t AID exportado/ano.

A aplicação de libertação lenta de azoto (BP2) apresenta custos de abatemento negativos (*win-win*) na taxa máxima de aplicação de azoto (100%), nomeadamente a

vinha (-5,59 m€/ano), o milho (-0,16 m€/ano) e a cultura heterogénea (-1,72 m€/ano), sendo que a cultura de vinha aos 80% também apresenta custos negativos (-3,48 m€/ano).

Estes resultados obtidos nas boas práticas agrícolas (BP1 e BP2) vão ao encontro dos estudos realizados por Roebeling *et al.* (2009a, 2009b) e Van Grieken *et al.* (2011). Estes estudos mostram que as reduções de AID exportado até 25% proporcionam benefícios de bem-estar privado (*win-win*), enquanto que as reduções de AID exportado de 25% a 50% não apresentam custos adicionais, em comparação com o cenário base. Só a partir das reduções de AID exportado acima dos 50% apresentam um custo de abatimento (*win-lose*).

Comparando as três culturas predominantes na BHRC, verifica-se que o milho é a cultura que precisa mais de azoto, já que é a cultura em que se aplica maior quantidade de azoto e é a cultura que exporta menos AID, ao contrário da vinha que pelos resultados obtidos, verifica-se que não necessita de tanto azoto aplicado. Ainda comparando as três culturas verifica-se que a vinha é a cultura que apresenta maior potencial em reduzir a quantidade de AID exportado, independentemente da prática agrícola em causa.

Para todas as práticas agrícolas a cultura de milho é a que apresenta menor potencial para diminuir a exportação de AID, contudo é a cultura que apresenta custos de abatimento mais baixos.

Em comparação com as atuais práticas agrícolas, a adoção de boas práticas agrícolas (BP1 e BP2) resulta de maior produção, maior diminuição na exportação de azoto, maior rendimento agrícola e por conseguinte os custos de abatimento são mais baixos a quando da utilização de boas práticas agrícolas.

No próximo capítulo são descritas as conclusões retiradas após o estudo do custo-efetividade da utilização de boas práticas agrícolas na melhora da qualidade da água na BHRC.

Capítulo 6 – Conclusão

Neste estudo foi seguida uma metodologia, aplicando o modelo SWAT, para avaliar os custos associados à adoção de boas práticas agrícolas nas culturas predominantes da Bacia Hidrográfica do Rio Cértima (BHRC), localizada no Centro de Portugal, para melhorar a qualidade da água a nível da exportação de AID. Apesar de algumas limitações na construção da base de dados (devido à indisponibilidade de dados relativos à BHRC), foi possível determinar as atuais práticas agrícolas para cada cultura em estudo, desde a quantidade de fertilizante aplicado (kg/ha/ano), aos custos da mão-de-obra e maquinaria, bem como a área ocupada por cada cultura (ha).

Após a pesquisa bibliográfica e a compilação de dados, chegou-se à conclusão que a vinha é a cultura que necessita de mais mão-de-obra por conseguinte maiores custos de entrada (3.996 €/ha/ano), comparativamente com a cultura do milho (836 €/ha/ano) e com a cultura de batata (3.043 €/ha/ano). Relativamente à aplicação de fertilizante, a cultura de milho é a que se associa a maior quantidade de fertilizante aplicado (225 kg/ha/ano), comparando com a vinha (83 kg/ha/ano) e a batata (60 kg/ha/ano). Quanto às margens brutas, a vinha é a cultura que apresenta maior margem bruta (972 €/ha/ano), seguido da cultura de batata (591 €/ha/ano) e por último a cultura de milho (525 €/ha/ano).

Com base nos dados da literatura (capítulo 3) foram feitas várias simulações no SWAT para reduzir a exportação de azoto, considerando três práticas de aplicação de azoto: aplicação única (uma só aplicação, correspondente às práticas agrícolas atuais, correspondente às APA's), aplicação fracionada (duas aplicações, correspondente às BP1) e aplicação em libertação lenta (*slow release fertilisers*, correspondente às BP2). Diminuiu-se de 100% a 20% a quantidade de azoto aplicada, em passos de 20%.

Os resultados obtidos com o modelo SWAT mostram que, para as atuais práticas agrícolas (APA's), existem custos privados na melhoria da qualidade da água (*win-lose*), para a cultura de vinha e para a cultura heterogénea. Quanto à cultura de milho apresenta benefícios privados e sociais, até à redução de cerca de 5 t AID exportado/ha/ano.

Relativamente à aplicação fracionada de azoto (BP1), verifica-se que há um aumento na produção e no rendimento agrícola, comparando com as APA's. Constatou-se que a redução de AID exportado, até 80% de aplicação de azoto, apresenta benefícios na produção de todas as culturas, nomeadamente a vinha reduz 40 t AID/ano e tem um benefício privado de cerca de 3 m€/ano, o milho reduz 6 t AID/ano e não apresenta qualquer custo de abatimento, já a cultura heterogénea reduz 21 t AID/ano e apresenta um benefício privado de meio milhão de euros. Esta prática agrícola apresenta o chamado *win-win*, até cerca de 80% da aplicação de azoto, havendo em simultâneo benefícios privados (para os agricultores) e benefícios sociais (para a melhoria na qualidade da água). Estes resultados são semelhantes aos expressos nos estudos de Roebeling *et al.* (2009a; 2009b) e Van Grieken *et al.* (2011). Contudo os estudos efetuados por Ruitenbeek *et al.* (1999) e Laukkanen e Hutala (2008) estão em total desconcontro com estes estudos.

Quanto à aplicação de azoto de libertação lenta (BP2) verifica-se um aumento significativo na produção das três culturas, comparando com as APA's, aumentando também o rendimento agrícola. Relativamente aos custos de abatimento verifica-se que nesta prática agrícola a redução do AID exportado contribui para o aumento dos benefícios dos produtores, apresentando assim benefícios sociais e económicos, até uma taxa de 80% na aplicação de azoto. Assim a vinha reduz 42 t AID exportado/ano, o milho 6 t AID exportado/ano e a cultura heterogénea 22 t AID exportado/ano, com benefícios de 3,5 m€/ano, 0,02 m€/ano e 0,5 m€/ano, respetivamente.

Todas as práticas agrícolas em estudo apresentam um aumento exponencial nos custos de abatimento à medida que se diminui a quantidade de azoto a aplicar. Contudo, em comparação com as atuais práticas agrícolas, a adoção de boas práticas agrícolas (BP1 e BP2) resulta de maior produção, maior diminuição na exportação de azoto, maior rendimento agrícola e por conseguinte os custos de abatimento são mais baixos a quando da utilização de boas práticas agrícolas.

A cultura de vinha, para qualquer prática agrícola estudada, é a cultura que apresenta maior potencial para melhorar a qualidade da água na BHRC (diminuindo a exportação de AID), seguida da cultura heterogénea e por último a cultura do milho.

Relativamente a este estudo, permanecem algumas observações que devem ser mencionadas. Em primeiro lugar, a aplicação do modelo SWAT, apesar de ser um modelo bastante útil e vantajoso, pois é um modelo que permite integrar parâmetros relativos à qualidade da água, aos usos do solo, balanço de nutrientes e pesticidas e ainda a gestão de práticas agrícolas (Nunes, 2007), este apresenta algumas limitações no que respeita à aplicação de adubos de libertação lenta. O SWAT não reconhece este tipo de adubo, pelo que foi necessário simular uma calendarização para se assemelhar à aplicação deste adubo. Em segundo lugar, neste estudo foram comparadas as atuais práticas agrícolas às boas práticas agrícolas, aplicação fracionada de azoto e aplicação de adubo de libertação lenta. Contudo, só se avaliou a qualidade da água através do azoto aplicado, ou seja, poderá ter sido insuficiente as práticas agrícolas estudadas e por isso os resultados da diminuição da aplicação de azoto nas APA's não terem sido os desejáveis. Para melhorar tais valores poder-se-ia avaliar várias combinações de boas práticas agrícolas, de maneira a que a redução do fertilizante aplicado resultasse em apenas benefícios, sociais e económicos (*win-win*) (Roebeling *et al.* (2007)).

Todas as aplicações de azoto abaixo da taxa de 80% de aplicação de azoto, de uma forma global, apresentam custos acrescidos para os produtores. Assim, é necessário sensibilizar os mesmos para a adoção de boas práticas agrícolas não lucrativas do ponto de vista privado mas sim, lucrativas do ponto de vista social (Roebeling *et al.*, 2009b). Os produtos utilizados para contribuir numa boa prática agrícola têm que ter em conta os custos totais (os custos de abatimento e os custos de transação), dado que os custos de transação variam consideravelmente entre os diversos produtos (Horan *et al.*, 1999; Kampas *et al.*, 2002).

Finalmente, este estudo veio confirmar a rentabilidade dos adubos de libertação lenta (comparando com os adubos tradicionais), que apesar de serem mais caros, apresentam maiores benefícios, tanto para o meio ambiente, como para os agricultores, já que diminui a exportação de azoto (benefício social), aumenta a produção e aumenta o rendimento agrícola (benefícios privados).

Assim penso que seja necessário maior sensibilização aos agricultores, para que compreendam que as boas práticas agrícolas beneficiam o meio ambiente (que todos nós usufruímos), mas também beneficia o próprio agricultor.

Capítulo 7 – Referências Bibliográficas

AEA, 2003. Agência Europeia do Ambiente, 2003. Os recursos hídricos da Europa: Uma avaliação baseada em indicadores (Síntese). Serviço das Publicações Oficiais da União Europeia, ISBN 92-9167-588-1, Copenhaga.

ANPROMIS, 2012. Associação Nacional dos Produtores de Milho e Sorgo. <http://www.anpromis.pt/o-milho.html>. Última consulta em junho de 2012.

Arnold, J., R. Srinivasan, R. Muttiah e J. Williams, 1998. Large area hydrologic modelling and assessment - Parte 1: model development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34 (1): 73-89.

Baud, P., S. Bourgeat, e C. Brás, 1999. *Dicionário de Geografia*. Lisboa, Plátano Edições Técnicas.

Beven, K., 2000. *Rainfall-Runoff Modelling - The Primer*. John Wiley e Sons, Ltd, Chichester.

Binney, J., 2010. *The economic and social impacts of protecting environmental values in the Great Barrier Reef catchment waterways and reef lagoon*. Marsden Jacob Associates for the Department of Environment and Resource Management, Brisbane.

Bola, J., 2009. *Avaliação do estado tráfico da Pateira de Fermentelos*. Dissertação de mestrado em Engenharia do Ambiente, Universidade de Aveiro, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Aveiro.

Brown, L. e T. Barnwell, 1987. The enhanced water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS documentation and user manual. EPA document EPA/600/3-87/007, USEPA, Atenas, Georgia.

Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, 1987. *O nosso futuro comum*. Meribérica/Líber Editores, Lisboa.

Calouro, F., 2005. *Actividades agrícolas e ambiente*. Sociedade Portuguesa de Inovação (SPI), Porto.

Cassady, J., 2010. *Avaliação da qualidade da água do rio Cértima através de ensaios ecotoxicológicos*. Dissertação de mestrado em Engenharia do Ambiente, Universidade de Aveiro, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Aveiro.

Cerqueira, M., F. Vieira, R. Ferreira e J. Silva, 2005. The water quality of the Cértima river basin (Central Portugal). *Environmental Monitoring and Assessment*, 111: 297-306.

CLC, 2006. Corine Land Cover, 2006. Carta de uso e ocupação do solo Portugal Continental. Instituto Geográfico Português (IGP), Lisboa.

Coimbra, J., 2010. Conta de cultura do milho: Portugal 2010. VII Congresso Nacional do Milho, 10 de fevereiro de 2010, Lisboa.

Cools, J., S. Broekx, V. Vandenberghe, H. Sels, E. Meynaerts, P. Vercaemst, P. Seuntjens, S. Hulle, H. Wustenberghs, W. Bauwens e M. Huygens, 2011. Coupling a hydrological water quality model and an economic optimization model to set up a cost-effective emission reduction scenario for nitrogen. *Environmental Modelling and Software*, 26 (1): 44-51.

Comissão Vitivinícola da Bairrada, 2012. <http://www.cv Bairrada.pt/pt/castas/castas/scripts/core.htm?p=castas&f=castas&lang=pt&idsec=131&idcont=270>. Última consulta em junho de 2012.

COS, 2007. Carta de Ocupação do Solo. Instituto Geográfico Português, Lisboa.

Deimling, S., P. Shonfield, U. Bos, 2008. LCA and carbon footprints in agro-food: From theory to implementation in the food industry. *Proceedings of the 6th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector*, Zurich, 66-414.

Dias, J., 1997. *Código de boas práticas agrícolas*. Laboratório Químico-Agrícola Rebelo da Silva, Lisboa.

Dodds, W., J. Jones e R., E. Welch, 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research*, 32 (5): 1455-1462.

DRAP-C, 2012. Catálogo das Castas Regionais da Bairrada. http://www.drapc.min-agricultura.pt/base/documentos/castas_bairrada.pdf. Última consulta em junho de 2012).

ENDS, 2002. Estratégia Nacional do Desenvolvimento Sustentável (2005-2015). Conselho de ministros nº 39/2002 de 1 de Março de 2002.

Elofsson, K., I. Gren e H. Folmer, 2003. Management of eutrophicated coastal ecosystems: a synopsis of the literature with emphasis on theory and methodology. *Ecological Economics*, 47 (1): 1-11.

Ferreira, R., 2007. *Avaliação hidroquímica e da qualidade da água na bacia do rio Cértima (Portugal)*. Dissertação de mestrado em Engenharia do Ambiente, Universidade de Aveiro, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Aveiro.

Ferreira, R., M. Cerqueira, M. Melo, D. Figueiredo e J. Keizer, 2010. Spatial patterns of surface water quality in the Cértima River basin, central Portugal. *Journal of Environmental Monitoring*, RSC Publishing, 12: 189-199.

Gren, I. e H. Folmer, 2003. Cooperation with respect to cleaning of an international water body with stochastic environmental damage: the case of the Baltic Sea. *Ecological Economics*, 47: 32-42.

Hajkowicz, S., J.M. Perraud, W. Dawes and R. DeRose. 2005. The strategic investment model: a tool for mapping optimal environmental expenditure. *Journal Environmental Modelling and Software*, 20 (10): 1251-1262.

Henriques, R. e J. Carneiro, 2002. *Custos de Execução das Principais Tarefas Agrícolas (Mão-de-obra e Máquinas)*. Instituto de Hidráulica, Engenharia Rural e Ambiente (HIERA), Lisboa.

Horan, R. e Ribaudó, M., 1999. Policy objectives and economic incentives for controlling agricultural sources of nonpoint pollution. *Journal of the American Water Resources Association*, 35 (5): 1023-1035.

IGM, 2001. Instituto Geológico e Mineiro, 2001. *Água Subterrânea: Conhecer para Preservar o Futuro*. Instituto Geológico e Mineiro.

INE-EA, 2010. Estatísticas Agrícolas 2009. Instituto Nacional de Estatística. Lisboa.

INE-EA, 2011. Estatísticas Agrícolas 2010. Instituto Nacional de Estatística. Lisboa.

Janssen, S. e M. Ittersum, 2007. Assessing farm innovations and responses to policies: a review of bio-economic farm models. *Agricultural Systems*, 94 (3): 622-636.

Kampas, A. e B. White, 2002. Emission versus input taxes for diffuse nitrate pollution control in the presence of transaction costs. *Journal of Environmental Planning and Management*, 45 (1): 129-139.

Khanna, M., W. Yang, R. Farnsworth e H. Önal, 2003. Cost-effective targeting of land retirement to improve water quality with endogenous sediment deposition coefficients. *American Journal of Agricultural Economics*, 85 (3): 538-553.

Lam, Q., B. Schmalz e N. Fohrer, 2011. The impact of agricultural Best Management Practices on water quality in a North German lowland catchment. *Environmental Monitoring Assessment*, 183 (1-4): 351-379.

Laukkanen, M. e A. Huhtala, 2008. Optimal management of a eutrophied coastal ecosystem: balancing agricultural and municipal abatement measures. *Environmental Resource Economics*, 39 (2): 139-159

LIPOR, 2012. Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grande Porto. <http://www.lipor.pt/default.asp?SqlPage=blankContent&CpContentId=1296>. Última consulta em junho de 2012.

MADRP, 1997. *Código de Boas Práticas Agrícolas para Proteção da Água contra a Poluição com Nitratos de Origem Agrícola*. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas. Lisboa.

Magalhães, P., 2009. *Gestão de fertilizantes de libertação gradual de nutrientes em relvados municipais*. Dissertação de mestrado em Agroecologia, Escola Superior Agrária de Bragança. Bragança.

MAOT/INAG, 2000. *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Vouga*. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, Instituto Nacional da Água, Direção Regional do Ambiente do Norte.

MAOTDR, 2008. *Poluição Provocada por nitratos de origem agrícola* - Diretiva 91/676/CEE Relatório 2004 - 2007. Ministério do Ambiente do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional e Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e das Pescas.

MAMAOT, 2011. *Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas dos Rios Vouga, Mondego e Lis, Integradas a região Hidrográfica 4*. Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. Relatório técnico. Coimbra.

Marques, D., 2008. *Fontes de Fósforo Total e o Estado Trófico de Albufeiras em Portugal Continental*. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa. Lisboa.

Nelson, G., 2002. Introduction to the special issue on spatial analysis for agricultural economists. *Agricultural Economics*, 27 (3): 197-200.

Neitsch, S., J. Arnold, J. Kiniry, R. Srinivasan e J. Williams, 2010. *Soil and Water Assessment Tool input/output file documentation – version 2009*. Texas Water Resources Institute Technical Report No. 365, Texas A & M University System, College Station, Temple.

Nunes, J., 2007. *Vulnerability of Mediterranean Watersheds to Climate Change: The Desertification Context*. Dissertação de Doutoramento em Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa. Lisboa.

- Nunes, J., J. Seixas e N. Pacheco, 2008. Vulnerability of water resources, vegetation productiity and soil erosion to climate change in Mediterranean watersheds. *Hydrological Process*, 22: 3115-3134.
- Oliveira, B., J. Bola, P. Quinteiro, H. Nadaís e L. Arroja, 2012. (*In press*). Application of Qual2Kw model as a tool for water quality management: Cértima River as a case study. *Environmental Monitoring and Assessment*.
- Pereira, M., S. Almeida, J. Rino, M. Gil e R. Pinho, 1998. Aspetos da Qualidade de Águas Superficiais da Região de Aveiro. *IV Congresso da Água*, APRH, FIL, Lisboa.
- PNA, 2002. *Plano Nacional da Água, 2002*. Aprovado pelo Decreto-Lei n.º 112/2002, de 17 de Abril. Diário da República N.90/2002 – I. Série A. Imprensa Nacional da Casa da Moeda. Lisboa, Portugal.
- Prosser, I., B. Young, P. Rustomji, C. Moran e A. Hughes. 2001. Constructing river basin sediment budgets for the national land and water resources audit. *CSIRO Land and Water*, Technical Report 15/01, Canberra.
- Ribeiro, L., E. Paralta, 2010. *A Agricultura e a Delimitação das Zonas Vulneráveis aos Nitratos de Origem Agrícola segundo a Diretiva 91/676/CEE*, CVRM – Centro da Geo-Sistemas, Instituto Superior Técnico e Instituto Geológico e Mineiro, Lisboa.
- Rocha, M., 2011. *Borda D'Água*. Editorial Minerva.
- Rodrigues, M., 2004. An in situ incubation technique to measure the contribution of organic nitrogen to potatoes. *Agronomie*, 24 (5): 249-256.
- Rodrigues, M., Coutinho, J., Martins, F., Arrobas, M. 2005. Quantitative sidedress nitrogen recommendations for potatoes based upon crop nutritional indices. *European Journal of Agronomy*, 23 (1): 79-88.
- Roebeling, P., A. Webster, J. Biggs e P. Thorburn, 2007. Financial-economic analysis of current best management practices for sugarcane, horticulture, grazing and forestry industries in the Tully-Murray catchment. *Marine and Tropical Sciences Research Facility (MTSRF)*. Reef and Rainforest Research Centre (RRRC), Cairns.

- Roebeling, P., E. Hendrix e M. Van Grieken. 2009a. Exploring industry specific social welfare maximizing rates of water pollution abatement in linked terrestrial and marine ecosystems. *Journal of Coastal Research*, 56: 1681-1685.
- Roebeling, P., M. Van Grieken, A. Webster, J. Biggs e P. Thorburn, 2009b. Cost-effective water quality improvement in linked terrestrial and marine ecosystems: a spatial environmental–economic modeling approach. *Marine and Freshwater Research*, 60 (11) 1150-1158.
- Roebeling, P., J. Rocha, J. Nunes, T. Fidélis, H. Alves e S. Fonseca, 2012. (In press). Using SWAT to estimate DIN water pollution abatement cost functions in Central Portugal. *Journal of Environmental Quality*.
- Rounsevell, M., J. Annetts, E. Audsley, T. Mayr e I. Reginster, 2003. Modelling the spatial distribution of agricultural land use at the regional scale. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 95 (2-3): 465-479.
- Ruitenbeek, J., M. Ridgley, S. Dollar e R. Huber, 1999. Optimization of economic policies and investment projects using a fuzzy logic based cost-effectiveness model of coral reef quality: empirical results for Montego Bay, Jamaica. *Coral Reefs*, 18 (4): 381-392.
- Santos, F., 1996. *Equipamentos rurais: Mecanização da cultura da vinha*. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real.
- Sena, C., 2007. *Interações água subterrânea-água superficial na zona da Pateira de Fermentelos (Portugal)*. Dissertação de Mestrado em Geociências, Universidade de Aveiro, Departamento de Geociências, Aveiro.
- Serrano, L., 1979. A carga em suspensão transportada pelo rio Cértima. *Boletim do Museu e Laboratório Mineralógico e Geológico da Faculdade de Ciências*, 16 (1): 285-295.
- Silva, P., 2008. *Avaliação e monitorização integrada do estado de qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Cértima*. Dissertação de mestrado em Engenharia do

Ambiente, Universidade de Aveiro, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Aveiro.

SNIRH, 2012. Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos. http://snirh.pt/index.php?idMain=1&idItem=1.5&idSubtem=ANUARIO_BACIA&bacCO D=57&novoAno=2011. Última consulta em junho de 2012.

Sottomayor, M. e S. Rosário, 2011. *Tecnologia vitícola, custo de produção de uvas e competitividade nos mercados de vinho*. Universidade Católica (UC) e Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas (MADRP), Porto.

Srinivasan, R. e J. Arnold, 1994. Integration of the basin-scale water quality model with GIS. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, 30 (3): 453-462.

Tietenberg, T. e L. Lewis, 2009. *Environmental and natural resource economics*. Boston, Addison-Wesley.

Trenkel, M., 2007. *Fertilizers 3, Ullmann's Agrochemicals*. Wiley-VCH, Verlag GmbH e Co. KGaA, Weinheim.

Van Grieken, M, C. Thomas, P. Roebeling e P. Thorburn, 2011. (*In press*). Integrating economic drivers of social change into agricultural water quality improvement strategies. *Agriculture Ecosystems and Environment*.

Williams, J., K. Renard e P. Dyke, 1983. EPIC: A new method for assessing erosion's effect on soil productivity. *Journal of Soil and Water Conservation*, 38 (5): 381-383.

World Bank, 2010. *World Development Indicators 2010*. World Bank, Washington.

Yang, W. e A. Weersink, 2004. Cost-effective targeting of riparian buffers. *Journal of Agricultural Economics*, 52 (1): 17-34.

Yiridoe, E. e A. Weersink, 1998. Marginal abatement costs of reducing groundwater- N pollution with intensive and extensive farm management choices. *Agricultural and Resource Economics*, 27 (2): 169-185.

Legislação Consultada:

Diretiva 91/676/CEE, do Conselho de 12 de dezembro de 1991. Diretiva de Nitratos. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, L375. Parlamento Europeu e do Conselho, Portugal.

Diretiva 2000/60/CE de 23 de outubro de 2000. Diretiva Quadro da Água (DQA). *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, L237. Parlamento Europeu e do Conselho, Portugal.

Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de agosto. *Diário da República n.º 176/98* – I. Série-A. Imprensa Nacional Casa da Moeda, Lisboa, Portugal.

Lei n.º 58/2005 de 29 de dezembro. Lei da Água. *Diário da República n.º 249* – I. Série-A.

Lei n.º 11/87 de 7 de abril de 1987. Lei de Bases do Ambiente. *Diário da República n.º 87* – I. Série-A.